

2D-Modellierung der Hydraulik und des Feinsedimenttransportes von Extremhochwässern in urbanen Gebieten

Von der
Fakultät Architektur, Bauingenieurwesen und Umweltwissenschaften
der Technischen Universität Carolo-Wilhelmina
zu Braunschweig

zur Erlangung des Grades eines

Doktoringenieurs (Dr.-Ing.)

genehmigte

Dissertation

von

Olaf Büttner

geboren am 21. August 1964

in Merseburg

Eingereicht am: 22.10.2013

Disputation am: 10.12.2013

Berichterstatter: Prof. Dr.-Ing. Günter Meon
Prof. Dr. rer. nat. Dietrich Borchardt

2014

Danksagung

Ich danke Herrn Prof. Dr. Günter Meon vom Leichtweiß-Institut für Wasserbau der TU Braunschweig für die Möglichkeit der externen Promotion, die sehr freundliche Unterstützung in allen Phasen der Promotion sowie für die Begutachtung meiner Arbeit. Seine Anregungen und Kommentare haben zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen. Prof. Dr. Dietrich Borchardt danke ich für die immerwährende Unterstützung und Ermutigung während der Anfertigung der Promotion und für die Übernahme des Zweitgutachtens.

Dem gesamten SARISK-Projektteam danke ich für die sehr gute Zusammenarbeit in einem angewandten Projekt. Es hat großen Spaß gemacht, in diesem Projekt mitzuarbeiten und gemeinsam Ideen in wissenschaftliche und praktische Ergebnisse umzusetzen. Die intensiven Diskussionen mit Dr. Wolf von Tümpling und Dr. Michael Rode halfen dabei, die Fokussierung auf die wesentlichen Projektziele nicht aus den Augen zu verlieren. Die enge und zuverlässige Zusammenarbeit mit Dr. Markus Schulz, Dr. Axel Sauer, Martina Baborowski und Michael Böhme bei der Realisierung gehört zu meinen positivsten Arbeitserfahrungen.

Meiner langjährigen Kollegin Margarete Tibke gebührt besonderer Dank für ihre Geduld beim Anhören von langwierigen Erklärungen zu beliebigen Programmcodes insbesondere im Jahr der Fertigstellung dieser Arbeit. Ihre Freundlichkeit und niemals versiegende gute Laune sorgten stets für eine positive Arbeitsatmosphäre.

Meiner Frau Bettina danke ich von ganzem Herzen für Motivation, Geduld, Unterstützung und ihre Liebe.

Magdeburg, im Januar 2014

Kurzfassung

Extremhochwässer – wie an Mulde, Saale, Elbe und Donau im letzten Jahrzehnt (2002, 2006, 2013) beobachtet – werden nach Prognosen der Klimaforschung in Zukunft häufiger auftreten. Treffen diese Hochwässer urbane Räume, können sie große Schäden verursachen. Um in diesen Gebieten Gefahren rechtzeitig zu erkennen, geeignete Maßnahmen zu ergreifen und im Fall einer Katastrophe Einsatzkräfte und Technik effizient koordinieren zu können, werden Entscheidungshilfesysteme unterstützend eingesetzt. Hydraulische Modelle bilden mit den Vorhersagen der Wasserstände, Fließgeschwindigkeiten und Flächenausdehnung der Überflutungen die wichtigste Grundlage für diese Entscheidungshilfesysteme.

Bei hydrologischen Extremereignissen fehlen häufig die notwendigen Daten für die Kalibrierung und Validierung der Modelle als Voraussetzung für deren Prognosefähigkeit im operativen Einsatz. Neben der Vorhersagbarkeit von Wasserständen und Fließgeschwindigkeiten ist es auch wichtig, Aussagen über die räumliche Verteilung der mit der Flut transportierten partikulär gebundenen Schadstoffe und deren Ablagerungen treffen zu können. Diese können mit einem Schadstoffausbreitungsmodell auf der Grundlage des kalibrierten hydraulischen Modells getroffen werden. Diese Modellierung ist aufgrund vereinfachter Prozessbeschreibung der Deposition von Feinsedimenten ($< 63\mu\text{m}$) unsicher. Die Unsicherheit wird bei Extremhochwässern dadurch verstärkt, dass zur Kalibrierung und Validierung ebenfalls nur unzureichende Daten erhoben werden können.

Ziel dieser Arbeit ist es, ein hydraulisches 2D-Modell mit dem für urbane Gebiete notwendigen Detaillierungsgrad aufzubauen und trotz der Daten-, Prozess- und Parameterunsicherheiten ein darauf basierendes Schadstoffausbreitungsmodell zu erstellen, für ein Extremhochwasser zu kalibrieren, mit diesem Modellsystem Simulationen durchzuführen, die Ergebnisse zu analysieren und sie in ein Entscheidungshilfesystem zur stoffbezogenen Risikoanalyse und -bewertung extremer Hochwasserereignisse zu integrieren.

Im Rahmen einer Fallstudie an der Vereinigten Mulde im Raum Bitterfeld wird für ein 45 km² großes Gebiet ein detailliertes Modellsystem aufgebaut. Durch die nachträgliche Vermessung von Flutmarken der maximalen Wasserstände des Extremhochwassers vom August 2002 werden die notwendigen Daten zur Kalibrierung des hydraulischen Modells generiert. Zur Validierung des Sedimenttransportmodells wird ein ereignisunabhängiges neuartiges semi-quantitatives Verfahren entwickelt, das den Zusammenhang zwischen gemessenen Elementkonzentrationen im Oberboden und modellierten Sedimentationsraten nutzt. Dazu wird ein

beobachtetes 10-jährliches Hochwasser verwendet. Ein Hochwasser mit 500-jährlicher Wiederkehrwahrscheinlichkeit wird genutzt, um die Gefährdung von Industriestandorten im Raum Bitterfeld abzuschätzen. Neben diesen drei erwähnten Hochwasserszenarien, die in der Arbeit detailliert vorgestellt werden, werden weitere 9 Szenarien simuliert. Es wird ein Verfahren erarbeitet, das die Ermittlung einer optimalen Gittergröße als Kompromiss zwischen Unsicherheit der Vorhersage von Wasserständen und der Rechenzeit ermöglicht. Außerdem wird ein neues Schnittstellenprogramm implementiert, um die Ergebnisse des hydraulischen Modells, des Sedimenttransportmodells und der Schadstoffmodellierung für eine integrierende Risikobewertung in ein Entscheidungshilfesystem einbinden zu können.

Als Ergebnisse stehen räumlich und zeitlich hoch aufgelöste Wasserstände, Fließgeschwindigkeiten, Depositionshöhen und Konzentrationen von partikulär gebunden transportierten Stoffen für die verschiedenen Szenarien zur Verfügung. Diese Daten werden für Risikobewertungen in einem Entscheidungshilfesystem genutzt und in Form von Karten präsentiert. Für die Kalibrierung von 2D-hydraulischen Modellen wird eine Messdichte von mehr als 20 Flutmarken pro km² empfohlen.

Das Entscheidungshilfesystem hat sich im Praxiseinsatz bei Extremhochwässern bewährt, wobei der Schwerpunkt bislang auf den Ergebnissen der hydraulischen Modellierung lag. Es kann nach entsprechender Anpassung auf andere urbane Gebiete übertragen werden.

Für den zukünftigen Einsatz des bestehenden Entscheidungshilfesystems im Landkreis und der Stadt Bitterfeld wird empfohlen, die gegenwärtig neu entstehenden Deiche zu integrieren, um die Praxistauglichkeit weiterhin zu gewährleisten. Zusätzlich sollte das Extremhochwasserereignis vom Juni 2013 als wählbares Szenario hinzugefügt werden. Eine Erweiterung des Modellsystem um ein Kanalnetzmodell würde einen weiteren relevanten hydraulischen Prozess in die integrative Betrachtung der Wasserflüsse während extremer Hochwässer in urbanen Räumen einbeziehen.

Abstract

Climate change research predicts that extreme floods like the ones observed in the rivers Mulde, Saale, Elbe and Donau in summer 2013 – will occur more frequently in future. Floods in urban areas result in catastrophic consequences. Decision support systems (DSS), among other things, requires to identify and estimate the impact of impending flood in advance and to take suitable measures for the efficient coordination of operational forces and technique. Hydraulic models are the most important basis for such DSS.

Often the necessary data for calibration and validation of the models are missing for extreme hydrological events which are prerequisite for using the models for flood prediction in operational mode. Beside the prediction of surface water level and flow velocity it is also important to assess the spatial distribution of deposition of the particular matter bounded pollutants transported by floods. This can be implemented with a sediment and pollutant transport model based on the calibrated hydraulic model. This modeling approach is uncertain because of the basic process description of fine sediment deposition for the lower $63\ \mu\text{m}$ fraction. The uncertainty during extreme floods is further exacerbated by the lack of sufficient data for calibration and validation.

The aim of this study is to develop a high resolution 2D hydraulic model for urban areas and to couple it with a sediment and pollutant transport model. The model system is then calibrated for an extreme flood. Simulations are performed and the results are analyzed and integrated in a DSS for risk analysis and assessment of extreme floods.

The aforementioned high resolution 2D hydraulic model is applied for the case study of the River Mulde adjoining the City Bitterfeld covering an area of 45 square kilometer. The necessary data for calibration of the hydraulic model are generated by additional survey of flood marks of the maximum water level during the extreme flood of August 2002. A new approach for validation of the sediment transport model is developed using the interrelation between measured element concentration in the upper soil and modeled deposition rates that is flood event independent. A flood event with a recurrence time of 10 years is used to demonstrate the developed approach. A flood event with a recurrence time of 500 years is used to assess the hazard of industry sites in case of such an extreme flood. Beside the three mentioned floods that are discussed in detail in this study nine further scenarios are simulated. A method to find an optimal model grid size as compromise between uncertainty of flood prediction and calculation time is also developed. Additionally, a new interface is implemented to integrate

the results of hydraulic model, the sediment transport model and the pollutant transport model into the DSS for an integrated risk assessment.

Spatially and temporarily high resolution results of surface water levels, flow velocities, deposition and concentrations of particular bounded pollutants are presented for different scenarios. The results are used for risk assessment in the DSS and are presented as maps. A survey density of flood marks of 20 per square kilometer is recommended.

The integrated DSS has been approved and used by authorities where the focus was on hydraulic results. The presented approach for the development of an integrated DSS based on the results of 2D hydraulic modeling combined with sediment and pollutant transport can be transferred to other urban areas after necessary modifications.

The integration of currently new build dykes in the existing DSS is recommended for the further operational use of the existing DSS in the study area. Additionally, the extreme flood from June 2013 should be made available as selectable scenario. The extension of the model system by integration of a sewage network is recommended and would be important for an integrative consideration of an additional flow component during extreme floods in urban areas.

Inhaltsverzeichnis

Kurzfassung	I
Abstract	IV
Abbildungsverzeichnis	XI
Tabellenverzeichnis	XIII
1. Einleitung	1
1.1. Problemstellung und Zielstellung	1
1.2. Vorgehensweise	3
1.3. Aufbau der Arbeit	4
2. Hydraulische Modellierung in urbanen Gebieten, Transportmodellierung von kohäsiven Sedimenten, Modellunsicherheiten und Entscheidungshilfesysteme	7
2.1. Modellierung der Überflutung in urbanen Gebieten	7
2.1.1. Modelle, Aufbau der Rechengitter, notwendige Eingangsdaten	9
2.1.2. Komplexität und Auflösung der Modelle	12
2.1.3. Einige praktische Aspekte zur Modellierung	16
2.1.4. Anforderungen an die Daten zur Kalibrierung und Validierung	17
2.2. Modellierung der räumlichen Verteilung von Feinsedimenten und Verfahren zur Validierung	20
2.2.1. Modellierung kohäsiver Sedimente in fluvialen Systemen	23
2.2.2. Ein Partitionierungsmodell für an Feinsedimente gebundene Stoffe	27
2.2.3. Validierung von Sedimenttransportmodellen, Abschätzung von Sedimentationsraten	28
2.3. Unsicherheiten in hydraulischen Modellen und Stofftransportmodellen	30
2.3.1. Überblick, Methoden	30
2.3.2. Unsicherheiten bei der hydraulischen Modellierung im urbanen Raum	33
2.3.3. Unsicherheiten beim Transport kohäsiver Sedimente	37
2.4. Einbindung von Modellergebnissen in Entscheidungshilfesysteme	38

3. Folgerungen aus der Literaturanalyse	41
3.1. Hypothesen	41
3.2. Lösungsansatz der Arbeit	42
4. Untersuchungsgebiet, Datengrundlage, Szenarien und Randbedingungen	45
4.1. Einbettung der Arbeiten in einen Projektrahmen	45
4.2. Untersuchungsgebiet	45
4.3. Datengrundlagen	47
4.3.1. Basisdaten zur Generierung der Rechengitter	47
4.3.2. Daten für das Sediment- und Stofftransportmodell	53
4.3.3. Daten zur Validierung des hydraulischen Modells	56
4.3.4. Literaturdaten zur Überprüfung der Methode der semi-quantitativen Validierung von berechneten Sedimentationsraten	57
4.4. Diskretisierung des Gebietes für die numerische Berechnung	60
4.5. Szenarien	64
4.5.1. Szenario HW2002 - Retrospektive Betrachtung des Hochwassers 2002 .	65
4.5.2. Szenario HQ500 - Simulation für Bemessungsganglinie HQ500	67
4.5.3. Szenario HQ10 - Simulation eines Frühjahrshochwassers	70
5. Ergebnisse und Diskussion	71
5.1. Hydraulische Modellierung	71
5.1.1. Szenario HW2002 Teil 1: Überflutung der Muldeaue und der darin ge- legenen Ortschaften 2002	71
5.1.2. Szenario HW2002 Teil 2: retrospektive Betrachtung der Überflutung der Stadt Bitterfeld 2002	75
5.1.3. Empfehlung für die Kalibrierung und Validierung von Modellen in ur- banen Gebieten für extreme Überflutungen	78
5.1.4. Szenario HQ500A - Szenario für eine Bemessungshochwasserganglinie HQ500	79
5.1.5. Die Wirkung des Polders Rösa auf unterhalb gelegene Gebiete	83
5.2. Modellierung des Sediment- und Stofftransports	84
5.2.1. Sedimenttransport	85
5.2.2. Modellierung des Stofftransports am Beispiel von Zink	86
5.3. Semi-quantitative Validierung von berechneten Sedimentationsraten	90
5.3.1. Das Verfahren im Überblick	90
5.3.2. Anwendung des semi-quantitativen Verfahrens auf die Modellierungser- gebnisse in der der Muldeaue	92
5.3.3. Anwendung auf ein Beispiel aus der Literatur	94

5.3.4. Diskussion des Verfahrens	95
5.4. Sensitivitätsuntersuchungen der genutzten Modellsysteme	99
5.4.1. Parameterstudien und Unsicherheiten bei der hydraulischen Modellierung	99
5.4.2. Der Einfluss von Anfangs- und Randbedingungen auf die Ergebnisse der Stofftransportmodellierung	108
5.5. Das Einbinden der Ergebnisse in ein Entscheidungshilfesystem und der Einsatz in der Praxis	110
5.5.1. Das Entscheidungshilfesystem SARISK (Schadstoffausbreitungsmodell zur stoffbezogenen Risikoanalyse und -bewertung extremer Hochwasserereignisse am Beispiel des Landkreises und der Stadt Bitterfeld) . . .	111
5.5.2. Integration der Ergebnisse in das Entscheidungshilfesystem - die Schnittstelle zwischen TELEMAC Binärdateien und GIS	115
5.5.3. Praxisanwendung des Entscheidungshilfesystems	118
6. Zusammenfassung und Ausblick	121
6.1. Zusammenfassung	121
6.2. Ausblick	123
Literatur	127
Anhang	140
A. Zusammenfassung der Literaturanalyse	141

Abbildungsverzeichnis

1.1. Schematische Übersicht über die Struktur der Arbeit	5
2.1. Evolution und Dilemma bei der Modellierung der Strömung in urbanen Gebieten	9
2.2. Möglichkeiten der Integration von Gebäuden in hydraulische Modelle	15
2.3. Prinzipskizze eines Flusssystems von Hauptstrom und Nebenfluss mit den Pegeln A, B und C (verändert nach Neal et al. (2013))	16
2.4. Transportdynamiken kohäsiver Feinpartikel in Fließgewässern	21
2.5. Schwebstoffflocke aus der Elbe (Aufnahme CLSM)	25
4.1. Eine Übersicht über das Untersuchungsgebiet in der Muldeaue.	46
4.2. Übersicht über die Lage der thematischen Kacheln im Untersuchungsraum	48
4.3. Digitales Höhenmodell (Kachel 18) nördlich von Bitterfeld.	50
4.4. RGB Luftbild (Kachel 18) nördlich von Bitterfeld.	51
4.5. Georeferenzierte Luftbilder mit Überflutungsflächen im Untersuchungsgebiet (Kachel 18, Haase et al. (2004))	52
4.6. Verteilung und Zuordnung der Rauheiten (Kachel 18)	54
4.7. Digitales Höhenmodell im Bereich Bitterfeld mit Gebäudegeometrie	55
4.8. Flutmarken in Bitterfeld	57
4.9. Jeknitz, Kirche am Halleschen Tor	58
4.10. Vertikale 1-D-Modellierung der Zink-Konzentration im Boden (Middelkoop, 2002)	60
4.11. Schematische Darstellung der Datengrundlagen	61
4.12. Berücksichtigung der Gebäudegeometrie im FE-Netz	62
4.13. Detail aus dem Finite-Elemente-Gitter im Bereich des Leinedeichs nordwestlich von Bitterfeld.	63
4.14. Diskretisierung der kritischen Stelle K1	64
4.15. Dammbruch an der Mulde und Flutung des Tagebaurestsees Goitzsche	65
4.16. Randbedingungen des Szenarios HW2002	68
4.17. Randbedingungen des Szenarios HQ500	69
5.1. Bewertung der Übereinstimmung zwischen modellierten und beobachteten Überflutungsgrenzen	72
5.2. Gemessene und modellierte Wasserspiegellagen im Bereich Jeknitz	73
5.3. Luftbild Nr.87, westlich von Raguhn	74
5.4. Luftbild Nr.54, südlich von Jeknitz	75

5.5. Zeitlicher Verlauf der Überflutung im Bereich Bitterfeld.	76
5.6. Detail aus der Modellierung im Stadtgebiet Bitterfeld.	77
5.7. Luftbild (links) und Höhenmodell (rechts) des Chemieparkgeländes	79
5.8. Vergleich der Ganglinien an ausgewählten Stellen bei verschlossenen kritischen Stellen.	80
5.9. Vergleich der Szenarien HQ500A und HQ500B: Wassertiefen 13 bzw. 58 Stunden nach dem Deichbruch	81
5.10. Vorsorgliche Verschließung einer Bahnunterführung, die als kritische Stelle im Szenario HQ500A identifiziert wurde.	82
5.11. Beginnende Überflutung des Chemieparks und berechnete Wasserspiegellagen	82
5.12. Wirkung des Polders Rösa auf das Überflutungsgeschehen	84
5.13. Berechnete Sedimentationsraten für das Szenario HQ10 (Frühjahrshochwasser 2006)	86
5.14. Modellierte Ablagerungsmächtigkeit [m] für ein HQ10 (HW 2006) und ein HQ100	87
5.15. Modellierte Ablagerungsmächtigkeit [m] für ein HQ200 und ein HQ500	88
5.16. Änderung der Konzentration von Zink in den Oberflächensedimenten nach einem hypothetischen Extremhochwasserereignis (HQ500)	89
5.17. Schematische Darstellung von Schwermetallkonzentrationen im Oberboden in Folge der abgelagerten Feinsedimente	91
5.18. Prinzipielle Darstellung der Zusammenführung der modellierten Sedimentationsraten und der gemessenen Schwermetallkonzentrationen im Oberboden . .	93
5.19. Schematischer Ablauf des Verfahrens zur semi-quantitativen Validierung von modellierten Sedimentationsraten	94
5.20. Semi-quantitative Überprüfung der modellierten Sedimentationsraten an Hand der gemessenen Konzentrationen von Arsen, Cadmium und Zink	95
5.21. Semi-quantitative Überprüfung von modellierten Sedimentationsraten an Hand der gemessenen Konzentrationen von Zink, Blei und Kupfer	96
5.22. Vertikale Verteilung von Schwermetallen in Sedimentkernen aus Überflutungsflächen großer Flüsse in Ost-China (Zhou et al., 2013)	97
5.23. Schematische Darstellung einer möglichen zeitlichen Entwicklung der Konzentration von partikulär transportierten Elementen	98
5.24. Änderungen der Fließgeschwindigkeiten und Wasserspiegellagen in Folge von Unsicherheiten in den Randbedingungen (Zufluss)	102
5.25. Der Einfluss der Unsicherheiten im Höhenmodell auf die Ergebnisse der Strömungsmodellierung	103
5.26. Unterschiedlich hoch aufgelöste unstrukturierte Gitter, dargestellt im Bereich Bitterfeld	106

5.27. Der relative Variationskoeffizient in einem Ausschnitt des Modellgebietes für die partikulär transportierten Stoffe auf Grundlage der Variation der partikulären Konzentration am Einströmrand (Randbedingung)	110
5.28. Konzeptionelle Ansicht des Entscheidungshilfesystems SARISK	112
5.29. Pegelbasierte Abfrage für bestimmte Szenarien im Entscheidungshilfesystem .	113
5.30. Abfrage von Stoffkonzentrationen im Boden für bestimmte Szenarien im Ent- scheidungshilfesystem	114
5.31. Header Datei des exportierten Ergebnisfiles	116
5.32. Extraktion der pegelbezogenen Zeitschritte aus den gespeicherten Binärdaten	117

Tabellenverzeichnis

2.1. Zweidimensionale Modelle zur hydraulischen Modellierung in urbanen Gebieten (Auswahl)	13
2.2. Eine einfache Typologie der Unsicherheiten	32
2.3. Ausgewählte Studien zur Unsicherheits- und Sensitivitätsanalyse mit 2D-hydrnumerischen Modellen, speziell in urbanen Gebieten	34
4.1. Übersicht über die Aufteilung des Untersuchungsgebietes und den Anteil der überfluteten Fläche während des Hochwassers vom August 2002	47
4.2. Zuordnung der Rauheiten zu den Biotoptypen (Wallisch, 1990)	53
4.3. Statistische Übersicht über die Konzentrationen von Arsen, Cadmium und Zink in Bodenproben des Untersuchungsgebietes (n=126).	55
4.4. Literaturdaten (Middelkoop, 2002): Modellerte Sedimentationsraten und gemessene Elementkonzentrationen für Sedimentkerne in Überflutungsflächen von Nebenflüssen des Unterrheins	59
4.5. Übersicht der berechneten Szenarien	66
5.1. Gemessene und modellierte Sedimentationsraten	86
5.2. Einfluss der Rauheiten auf die Änderungen der Wasserspiegellagen [cm]	101
5.3. Einfluss der Rauheiten auf die Änderungen der Fließgeschwindigkeiten [cm/s]	101
5.4. Einfluss von Variationen in den Anfangs- und Randbedingungen auf die Ergebnisse des Stofftransportmodells (relativer Variationskoeffizient in %)	109
5.5. Inhalt des Entscheidungshilfesystems SARISK (verändert nach Sauer (2013))	113
A.1. Unsicherheiten bei der Modellierung von Hochwässern in urbanen Gebieten. Literaturrecherche im Web of Science (model* urban* flood* uncertainty*; 2007 - 2013)	142

1. Einleitung

1.1. Problemstellung und Zielstellung

"Hochwasser ist ein natürliches Phänomen, das sich nicht verhindern lässt. Allerdings tragen bestimmte menschliche Tätigkeiten (wie die Zunahme von Siedlungsflächen und Vermögenswerten in Überschwemmungsgebieten sowie die Verringerung der natürlichen Wasserrückhaltefähigkeit des Bodens durch Flächennutzung) und Klimaänderungen dazu bei, die Wahrscheinlichkeit des Auftretens von Hochwasserereignissen zu erhöhen und deren nachteilige Auswirkungen zu verstärken." heißt es im Artikel 2 der EU-Richtlinie über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken (Europäische Kommission, 2007). Das ist eine kurze Zusammenfassung der Problematik, mit der sich die Staaten in Europa und weltweit auseinandersetzen müssen. In der EU-Richtlinie werden klare Vorgaben formuliert, welche Maßnahmen für eine wirksame Hochwasservorsorge und eine Begrenzung der Hochwasserschäden zu ergreifen sind. 2002 gab es in Europa in sechs EU-Ländern schwere Hochwasserereignisse mit insgesamt 78 Todesfällen und Sachschäden von mehr als 21 Milliarden US\$ (EAA, European Environment Agency, 2012). Hochwässer mit Wiederkehrwahrscheinlichkeiten größer als 100 Jahre werden als Extremhochwasser bezeichnet. In Deutschland traten 2002 bei einem extremen Hochwasser Elbe und Mulde über die Ufer. Das nächste Extremhochwasser folgte schon 11 Jahre später im Juni 2013.

In Deutschland schafft das Gesetz zur Verbesserung des vorbeugenden Hochwasserschutzes vom 3. Mai 2005 die Rahmenbedingungen für den Umgang mit der Hochwasserproblematik, wobei konkrete Maßnahmen nach Landesrecht umzusetzen sind (Bundestag, 2005). So waren bis Mai 2012 die Überschwemmungsgebiete festzusetzen, in denen ein Hochwasserereignis statistisch einmal in 100 Jahren zu erwarten ist (Bemessungshochwasser), insbesondere Überschwemmungsgebiete in urbanen Gebieten mit hohem Schadenspotential.

Aufgabe der Forschung ist es, Methoden für ein wirksames Hochwassermanagement zu entwickeln. Sie helfen dabei, die in der europäischen und in der nationalen Gesetzgebung formulierten Aufgaben zu erfüllen und die Behörden bei der Umsetzung zu unterstützen. Ziel ist es, sowohl für einen maximalen Schutz der Menschen und der von ihnen genutzten Ökosysteme (z.B. landwirtschaftliche genutzte Flächen) zu sorgen als auch die materiellen Schäden zu minimieren. Forschungsvorhaben beschäftigen sich mit technischem Hochwasserschutz wie Infrastrukturmaßnahmen und Deichbau, mit der Renaturierung von Flüssen und

ihren natürlichen Überschwemmungsgebieten und mit Informations- und Entscheidungshilfesystemen. Informations- und Entscheidungshilfesysteme gestatten es, Handlungsalternativen zu testen, Mitarbeiter des Katastrophenschutzes zu trainieren, die Bewohner zu informieren, Warnungen zu formulieren, die entsprechenden Fachleute bei ihren Entscheidungen zu unterstützen und damit die vorhandenen Ressourcen effizient einzusetzen. Die Anforderungen an solche Informationssysteme sind vielfältig und die Vernetzung einer Vielzahl verschiedenartiger Informationen ist komplex. Ziel eines solchen Systems ist die Unterstützung der Akteure beim Treffen von Entscheidungen in Situationen, in denen die Auswirkungen unterschiedlicher Alternativen nicht klar sind. Dazu ist es notwendig, die Informationssysteme an die Anforderungen der Nutzer anzupassen, die Nutzer zu schulen und das System auf aktuellem Stand zu halten. Auf europäischer Ebene gibt es u.a. das Wasser-Informationssystem für Europa (Water Information System for Europe - WISE), in dem Informationen über die Zuständigkeiten auf Flussgebietsebene abrufbar sind. In Deutschland existiert auf Länderebene eine Reihe von Informationssystemen, die alle relevanten Informationen zur Gefahrenabwehr zusammentragen und den lokal zuständigen Behörden die Möglichkeit geben, den Katastrophenschutz zu optimieren (deutsches Notfallvorsorge-Informationssystem - deNIS, Bundesamt für Bevölkerungsschutz und Katastrophenhilfe (BBK) (2012)).

Auf dem Web-Portal zur Vernetzungsplattform Naturkatastrophen (Natural Disasters Networking Platform - NaDiNe) des EOS-Forschungsnetzwerkes der Helmholtz-Gemeinschaft wird eine große Anzahl von Forschungsprojekten beschrieben, die unterschiedliche Aspekte von extremen Hochwasserereignissen im Detail untersucht haben (EOS Initiative des Deutschen GeoForschungszentrums (GFZ) und des Deutschen Zentrums für Luft- und Raumfahrt (DLR) im Bereich Naturkatastrophen, 2012).

Die Vorhersage gegenwärtiger und zukünftiger Flutrisiken bleibt eine große Herausforderung sowohl für Klimaforscher, Hydrologen und Modellierer als auch für Ingenieure und zuständige Behörden. Die Komplexität und Dynamik von Hochwasserereignissen erfordert die Weiterentwicklung von Methoden zur Risikobewertung von Hochwässern und den dazugehörigen Komponenten, wie z.B. der hydrologischen und hydraulischen Modellierung (Aronica et al., 2013; Merz et al., 2009; 2011). Die Verbindung zwischen den oftmals eigenständigen Modellsystemen erfolgt über Modellkopplungen. Bei Extremhochwässern liegt das größte Schadenspotential in den von der Flut betroffenen urbanen Flächen (Baumgarten et al., 2012; Merz et al., 2011; 2009). Durch die Weiterentwicklung kleinskaliger Modelle wird diesen Gebieten besondere Aufmerksamkeit gewidmet.

Neben den unmittelbar sichtbaren Schäden, die durch die Wirkung der Wassermassen auf Gebäude, Brücken und andere Objekte in urbanen Gebieten entstehen, kann es unmittelbar nicht sichtbare Schäden geben, die durch die mit der Flut transportierten Stoffe verursacht werden. Bei diesen Stoffen kann es sich um gelöst oder partikulär transportierte Stoffe han-

deln, etwa Schwermetalle, Arsen oder organische Verbindungen, die von exponierten Flächen erodiert werden können, um sich später an anderer Stelle abzulagern. Unterschiedliche Stoffe können miteinander reagieren, partikuläre und gelöste Stoffe können wechselwirken, so dass Stoffe in gefährlichen Konzentrationen in die Umwelt gelangen können. Diese Prozesse sind komplex und hängen von einer Vielzahl von Bedingungen ab. Darum müssen neben hydrologischen und hydraulischen Prozessen auch die Prozesse der Schadstoffausbreitung berücksichtigt und in entsprechende Informationssysteme integriert werden.

Die zugrunde liegenden Prozesse sind in der Wissenschaft unterschiedlich gut erforscht. Während die Strömungsverhältnisse durch die Navier-Stokes-Gleichungen physikalisch beschrieben werden können (Hervouet, 2007; Ferziger and Peric, 2002), sind die Umstände, unter denen sich kohäsive Feinsedimente während eines Hochwassers verteilen, weniger bekannt und Gegenstand intensiver Forschung (Hillebrand, 2008a;b; Kurtenbach et al., 2010). Entsprechend wichtig ist es, die mit der Modellierung einhergehenden Unsicherheiten zu kommunizieren (Beven, 2009).

Ziel der Arbeit ist es, die Grundlage für ein Informations- und Entscheidungshilfesystem in Form der hydraulischen Modellierung und der Schadstoffausbreitungsmodellierung zu legen, mit dem für verschiedene extreme Hochwasserszenarien die Risiken für Mensch und Umwelt abgeschätzt und Handlungsempfehlungen formuliert werden können.

1.2. Vorgehensweise

In einem Literaturüberblick wurden die folgenden thematischen Gebiete betrachtet:

- hydraulische Modellierung in urbanen Gebieten (bei extremen Hochwasserereignissen)
- Integration von Gebäuden in Rechengitter, automatische Identifizierung von Gebäuden aus hochaufgelösten Höhenmodellen
- Erosion, Transport und Deposition von Feinpartikeln
- Methoden und Prinzipien der Sensitivitäts- und Unsicherheitsanalyse
- Integration von Modellen und deren Ergebnisse in Entscheidungshilfesysteme

Aus der Literaturstudie werden Hypothesen abgeleitet und anhand einer Fallstudie verifiziert. Mit Hilfe eines zweidimensionalen hydraulischen Modells werden verschiedene Szenarien der Überflutung für einen Bereich der Mulde unterhalb des Muldestausees mit den Ortschaften Bitterfeld-Wolfen, Raguhn und Jeknitz berechnet. Die Ergebnisse der Strömungsmodellierung bilden die Basis für die Modellierung des Feinsedimenttransports und die Modellierung der partikelgebundenen Schadstoffe (Schwermetalle und Arsen). Insbesondere in den urbanen

Bereichen werden die strömungsrelevanten Strukturen detailliert im Rechengitter berücksichtigt. Alle Ergebnisse werden in ein Entscheidungshilfesystem integriert und den Behörden zur Verfügung gestellt. Dazu wird eine neue Schnittstelle programmiert, die es ermöglicht, die Ergebnisdaten aus dem modellspezifischen Format in ein GIS-fähiges Format zu überführen. Die bei der Modellierung auftretenden Unsicherheiten in den Bereichen Hydraulik und Stofftransport werden beschrieben und quantifiziert. In der Diskussion werden die in der Fallstudie beobachteten Modellergebnisse und Unsicherheiten mit der entsprechenden internationalen Literatur verglichen und bewertet. Um das Strömungsmodell besser kalibrieren zu können, wurden in den drei Städten zusätzliche Flutmarken eingemessen. Die Wirkung dieser zusätzlichen Daten auf die verbesserte Prognosefähigkeit wird beschrieben. Bezüglich der Validierung des Feinsedimenttransportmodells wird eine neuartige semi-quantitative Validierungsmethode vorgeschlagen und an den Daten der Fallstudie überprüft.

1.3. Aufbau der Arbeit

Der Aufbau der Arbeit ist in Abbildung 1.1 dargestellt. Im Kapitel 1 wird allgemein in die Hochwasserproblematik eingeführt und die Motivation für die vorliegende Arbeit gegeben. Im Kapitel 2 wird ein Literaturüberblick über den Stand der Forschung bezüglich der hydraulischen Modellierung in urbanen Gebieten, der Transportmodellierung von kohäsiven Sedimenten, der Modellunsicherheiten und der Entscheidungshilfesysteme gegeben. Die grundlegenden Ansätze zur Bewertung von Unsicherheiten bei hydraulischen und Stofftransportmodellen sowie das generelle Vorgehen bei der Einbindung von Modellergebnissen in Entscheidungshilfesysteme werden dargelegt. Die Schlussfolgerungen aus der Literaturübersicht und der damit verbundenen Defizitanalyse münden in die Hypothesen der Arbeit. Diese werden im Kapitel 3 formuliert und sind in Abb. 1.1 stichpunktartig umrissen. Anschließend wird der Lösungsansatz der Arbeit skizziert.

Kapitel 4 gibt einen Überblick über die in der Fallstudie verwendeten Daten, das Untersuchungsgebiet und die für die Modelle notwendigen Anfangs- und Randbedingungen. Die berechneten Szenarien werden ebenfalls in diesem Kapitel dargestellt.

Im Kapitel 5 werden die Ergebnisse für unterschiedliche Szenarien beschrieben und diskutiert. Der Einfluss der Unsicherheiten in den verschiedenen Modellkomponenten wird dargestellt und ebenfalls diskutiert. Die Schnittstelle zum Entscheidungshilfesystem wird beschrieben. Beispiele für den Einsatz des Entscheidungshilfesystems in der Praxis stehen am Ende dieses Kapitels.

Kapitel 6 präsentiert eine Zusammenfassung der Arbeit und gibt einen Ausblick auf zukünftige Forschungsschwerpunkte.

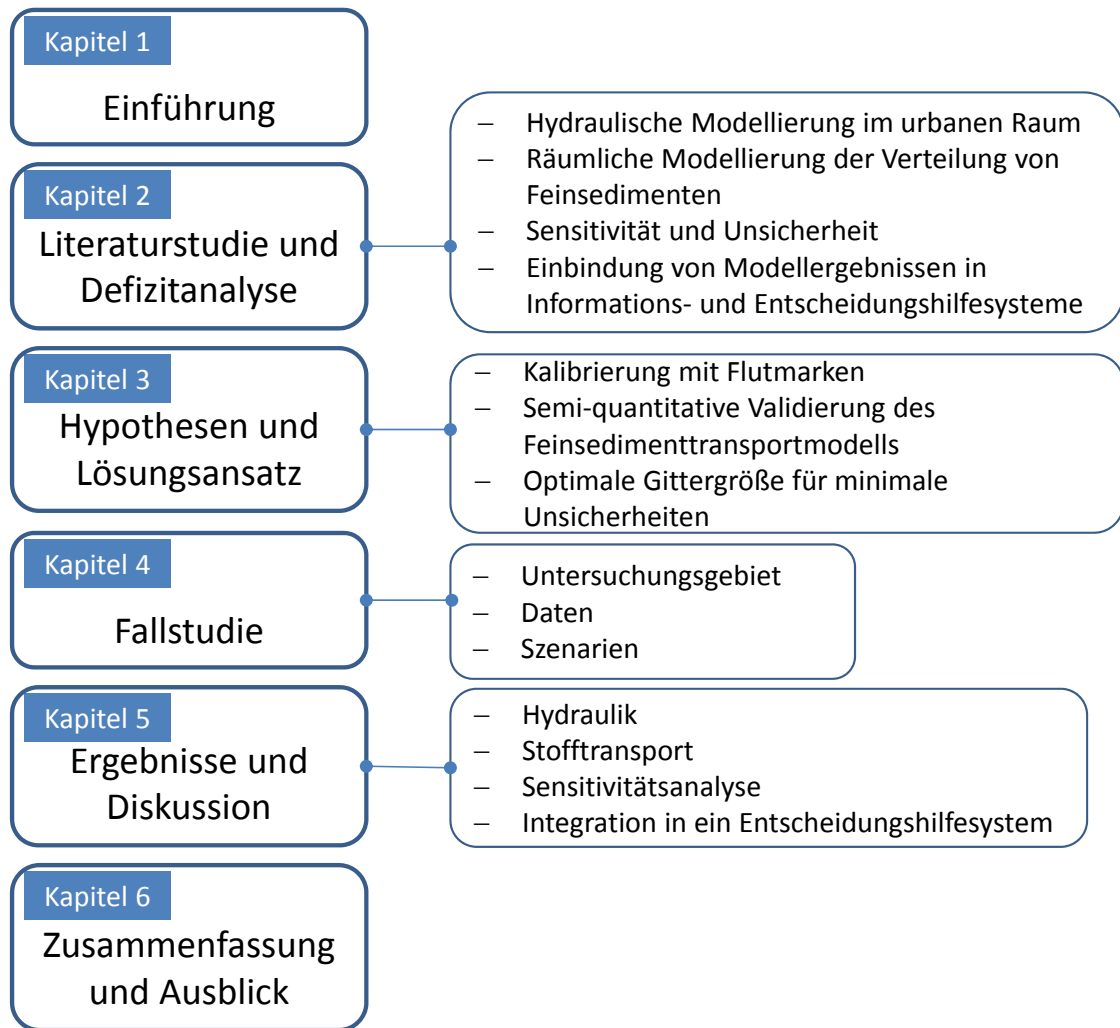


Abbildung 1.1.: Schematische Übersicht über die Struktur der Arbeit

2. Hydraulische Modellierung in urbanen Gebieten, Transportmodellierung von kohäsiven Sedimenten, Modellunsicherheiten und Entscheidungshilfesysteme

2.1. Modellierung der Überflutung in urbanen Gebieten

Urbane Gebiete - Siedlungen, Kulturgüter, Industrieanlagen, Kraftwerke, Straßen, Bahnlinien und andere vom Menschen geschaffenen Bauten - sind in Europa und speziell in Deutschland gut gegen Hochwasser geschützt. Sie können aber nach extremen Niederschlägen von den ablaufenden Wassermassen überflutet werden, wenn das Fassungsvermögen der Deichvorländer nicht ausreicht oder Deiche brechen. Die Risiken für die Menschen und die materiellen Güter ergeben sich aus den Überflutungen, den dabei auftretenden Wassertiefen und teilweise hohen Fließgeschwindigkeiten, aber auch aus der sich während eines Ereignisses möglicherweise verändernder Wasserqualität sowie mitgeführten Sedimenten, die auch belastet sein können (vgl. dazu Abschnitt 2.2).

Die Herausforderung für die Modellierer besteht darin, die Elemente des urbanen Raumes (Siedlungen, Kulturgüter, Industrieanlagen, Kraftwerke, Straßen, Bahnlinien) adäquat in einen Modellrahmen zu integrieren sowie die Ergebnisse zu interpretieren und in geeigneter Form zu präsentieren. Vor allem durch die rasante Entwicklung der Rechentechnik (z.B. Parallelrechner) und Methoden der Fernerkundung (z.B. Laserscanning) ist es heute - im Gegensatz zu der Zeit vor 20 Jahren - möglich, zweidimensionale Modelle in hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung zu erstellen und zu berechnen. Die Entwicklung moderner Methoden der Fernerkundung und die Möglichkeit, hoch aufgelöste Topographiedaten für die hydraulische Modellierung zu nutzen, führte zu einem Dilemma (Abbildung 2.1). Für einfache Geometrien wurden beispielsweise die kompletten physikalisch basierten Flachwassergleichungen gelöst (1) und 2) in Abbildung 2.1). Es standen oft nicht genügend strömungsrelevante topographische Daten zur Verfügung bzw. sie mussten mit relativ hohem Aufwand erhoben werden (z.B.

Vermessung mit Differential GPS, Digitalisierung von Höhenlinien aus analogen Karten). Die dabei effektiv zu betrachtenden Gebiete waren in ihrer Ausdehnung beschränkt. Plötzlich standen im Prinzip für beliebig große Gebiete sehr genaue und fein aufgelöste Höheninformationen zur Verfügung, aber sie können nicht in vollem Umfang genutzt werden, da die Rechenkapazitäten nicht ausreichen, um in einer angemessenen Zeit ein Ergebnis zu erhalten. Ein Ausweg bietet die Vereinfachung der Modelle (3) in Abbildung 2.1). Zukünftig wird es technisch möglich sein, die Vorteile der hohen Auflösung in der Topographie nutzen zu können, da sich die Rechenkapazitäten weiter erhöhen werden (4) in Abbildung 2.1). Ungelöst bleibt jedoch das Problem der fehlenden Daten zur Validierung solch hoch aufgelöster Modelle (vgl. dazu auch Abschnitt 2.1.4). Dieses Dilemma führte zu einer Veränderung in den Forschungsschwerpunkten auf diesem Gebiet: Wurden zunächst physikalisch basierte Modelle basierend auf den tiefengemittelten Flachwassergleichungen weiterentwickelt und die Frage untersucht, wie die kleinräumigen heterogenen Strukturen in Flussauen in die Gittergeometrie integriert werden können und auf die Schwierigkeiten und absolute Notwendigkeit der Gewinnung genauerer Geometrien hingewiesen¹, kehrte sich dieses Problem plötzlich ins Gegenteil. Die zur Verfügung stehenden Höhenmodelle waren jetzt so hoch aufgelöst, dass darüber nachgedacht werden musste, diese Höhenmodelle mit geeigneten Verfahren künstlich zu vergrößern und zwar möglichst ohne Informationsverlust ähnlich den Techniken, die bei der (nahezu) verlustfreien Speicherung von Bildern und Videos entwickelt wurden. Zwar konnte nun theoretisch jede kleine strömungsrelevante Struktur erfasst werden, aber die Rechenkapazität reichte trotz Supercomputer und Parallelrechner nicht aus, um die physikalisch basierten Modelle auf einem entsprechend feinen Gitter in einem vertretbaren zeitlichen Rahmen zu berechnen. So wurden hauptsächlich zwei Alternativen untersucht: i) die Berechnung mit vereinfachten Modellen (kinematische Welle und Diffusionswelle), die dadurch einfacher und schneller zu berechnen sind und ii) die Vergrößerung der Gitter mit einem minimalen Informationsverlust gegenüber der maximalen verfügbaren Auflösung. Bei der Untersuchung der beiden Alternativen traten weitere Aspekte zu Tage, die Gegenstand intensiver Forschung sind, so z.B. die automatische Ableitung von Gebäudegeometrien aus den hochaufgelösten Höhenmodellen, die Unterscheidung von Strukturen in Vegetation oder Bebauung und die Bestimmung von räumlich verteilten Widerstandsbeiwerten. Diese Forschungsthemen ergeben sich unmittelbar bei der Bearbeitung von praxisrelevanten Projekten. Vor Projektbeginn sollte kritisch hinterfragt werden, ob allein das Vorhandensein einer hohen räumlichen Auflösung von Daten eine ausreichende Begründung für die Realisierung dieser Auflösung im hydraulischen Modell ist. Es sollte die Frage beantwortet werden, ob dies zur Lösung eines gegebenen Problems notwendig ist und ob das Wissen um die räumlich verteilten Parameter ausreichend ist, die zur Steuerung

¹Oft findet man in Aufsätzen folgende Schlussfolgerung: “As this study demonstrates, however, higher resolution terrain data and improved model representation of important processes operating at a subelement scale are required ...“(French and Clifford (2000))

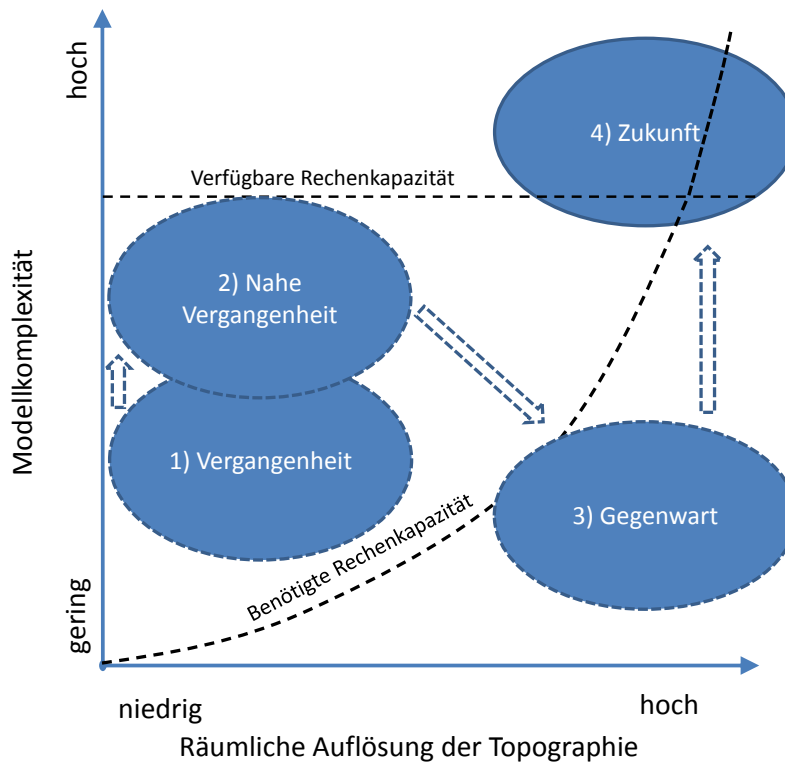


Abbildung 2.1.: Evolution und Dilemma bei der Modellierung der Strömung in urbanen Gebieten.

der Modelle notwendig sind (Hunter et al., 2007). Der Aufwand der Modellvorbereitung steigt mit der Auflösung, ebenso die notwendige Rechenkapazität und nicht zuletzt ist auch eine gut organisierte Datenverwaltung und ausreichend Speicherkapazität erforderlich (McMillan and Brasington, 2007b). Alle Komponenten der Modelle sind außerdem mit Unsicherheiten behaftet, die sich überlagern und bei der Interpretation der Ergebnisse beachtet werden müssen. Auf diese Zusammenhänge wird im Abschnitt 2.3 näher eingegangen. Dieser Abschnitt gibt einen Überblick über die grundlegenden Möglichkeiten und gegenwärtigen Grenzen bei der hydraulischen Modellierung in urbanen Gebieten.

2.1.1. Modelle, Aufbau der Rechengitter, notwendige Eingangsdaten

Die typischen allgemeinen Schritte beim Aufbau eines hydrodynamischen Modells für ein Gebiet sind die folgenden:

1. Erstellen des Rechengitters auf Grundlage der vorhandenen topographischen Daten

Der Aufwand steigt hier proportional mit der Größe des Gebietes und der Auflösung (vgl. auch Abschnitt 2.1.2).

2. Schätzung, Bestimmung oder Messung des Fließwiderstandes für das betrachtete Gebiet und räumlich verteilte Zuordnung zu den Rechenelementen

Auch hier steigt der Aufwand mit der Größe der Fläche und Auflösung des Rechengitters. Der Fließwiderstand (Lane, 2005) ist der wichtigste Parameter zur Kalibrierung und kann z.B. aus Biotoptypenkartierungen (Werner et al., 2005b) oder auch für großräumigere Modelle aus Luftbildern abgeleitet werden (Cobby et al., 2003).

3. Definition der Anfangs- und Randbedingungen für das Modell (Zufluss- und Abflussbedingungen) und Festlegen der zu berechnenden Szenarien

4. Erfassung der notwendigen Daten zur Kalibrierung und Validierung des Modells

Dies ist bei extremen Hochwasserereignissen zugleich der schwierigste Punkt, da die Ereignisse selten auftreten und demzufolge die Datenlage oftmals sehr schlecht ist (vgl. Abschnitt 2.1.4).

Die Modellierung der Strömungsverhältnisse in Flussauen und ländlichen Überschwemmungsflächen wird in der Literatur ausführlich behandelt (Anderson et al., 1996; Bates et al., 1997; Falconer and Chen, 1996; Horrit and Bates, 2001; Mason et al., 2003; Büttner et al., 2006; Bates et al., 2006). Vor allem in den letzten 5 Jahren erschienen Artikel, die sich mit der numerischen Modellierung in urbanen Räumen beschäftigen. Es stellt sich die Frage, wodurch sich die Modellierung von Hochwässern in urbanen Gebieten von denen in Flussauen unterscheidet. Der generelle Ansatz ist zunächst der gleiche, die grundlegende Theorie findet man beispielsweise in (Hervouet, 2007; Ferziger and Peric, 2002; Lane, 1998; Lane and Yu, 2006a;b) oder kürzer zusammengefasst in (Zielke, 1999). Die Modellierung der Strömungsverhältnisse wird mit Hilfe der zweidimensionalen Flachwassergleichungen (FWG) realisiert. Diese erhält man durch die Integration der dreidimensionalen Kontinuitätsgleichung (Massenerhaltung) und der Navier-Stokes-Gleichungen für inkompressible Flüssigkeiten (Bewegungsgleichungen) über die Wassertiefe unter der Annahme der hydrostatischen Druckverteilung. Der Gebrauch des tiefengemittelten hydraulischen Modells ist an dieser Stelle zulässig und eine akzeptable Vereinfachung, da die Tiefen im Verhältnis zu den durchströmten Querschnittsbreiten oft gering sind. Die Gleichungen können wie folgt formuliert werden:

$$\frac{\partial h}{\partial t} + \nabla \cdot (hU) = q, \quad (2.1)$$

$$\frac{\partial U}{\partial t} + U \cdot \nabla(U) - \nabla \cdot (\tilde{\nu}_t \nabla U) + g \nabla z = b, \quad (2.2)$$

wobei h die Wassertiefe, U den Vektor der vertikal gemittelten Geschwindigkeiten in Längs- und Querrichtung, q den Quell- und Senkterm der Bewegungsgleichung, $\tilde{\nu}_t$ die tiefengemittelte turbulente Viskosität, b den Vektor der äußeren Kräfte in Längs- und Querrichtung und z die freie Oberfläche bezeichnet.

Die Auswahl des Modells soll sich an den Anforderungen und Fragestellungen orientieren (Hunter et al., 2007). Für die Modellierung der Überschwemmungsflächen in Flussauen ohne Bebauung finden größten Teils kombinierte 1D/2D-hydrodynamische Modelle (Horrit and Bates, 2002; Dutta et al., 2007; Werner, 1999; Horrit and Bates, 2002; Prestininzi et al., 2011) oder reine 2D-Modelle Anwendung (Bates et al., 1997).

Um das Überflutungsgeschehen in urbanen Gebieten adäquat beschreiben zu können, sind ebenfalls gekoppelte 1D/2D-Ansätze oder 2D-Modelle Standard, um die Straßen und Häuser im Modell abbilden zu können (Fewtrell et al., 2011b; Hunter et al., 2007). Eine Übersicht und einen Benchmarktest über sechs verfügbare 2D-Modelle findet man bei (Hunter et al., 2008). In diesem Artikel wird die Ausführung numerischer Experimente beschrieben, mit deren Hilfe der Einfluss der Fehler in der Topographie und der Einfluss der Unsicherheiten des räumlich verteilten Reibungsbeiwertes auf die Modellergebnisse überprüft wurde. Die Autoren folgerten, dass die sechs verwendeten Modelle plausible Ergebnisse lieferten. Unterschiede traten nur kleinräumig an Stellen auf, an denen sich die Fließbedingungen abrupt veränderten. Insgesamt ist der Einfluss der Unsicherheiten in den Reibungsbeiwerten größer als der der Topographie (vgl. Abschnitt 2.3).

Der Einsatz von 3D-hydrodynamischen Modellen hängt von der Fragestellung ab und wird gegenwärtig noch nicht als Standard in der Hochwassermodellierung und Vorhersage eingesetzt, auch deshalb nicht, weil die benötigten Modellparameter nicht in der erforderlichen Auflösung zur Verfügung stehen (Hunter et al., 2007). Bei der Erstellung von Hochwasser-Gefahrenkarten (Richtlinie 2007/60/EG) kommen 2D-Modelle standardmäßig zum Einsatz. Der Aufbau der Rechengitter erfordert für urbane Gebiete einen von der Größe des betrachteten Gebietes abhängigen höheren Aufwand als die Beschreibung eines Gerinnes zwischen den Deichen ohne jegliche Bebauung bei gleicher Modellgröße (Zielke, 1999). Während es für den letzteren Fall genügt, das Höhenmodell im gewünschten Detaillierungsgrad auf das strukturierte oder unstrukturierte Rechengitter zu interpolieren, muss im Falle der Modellierung eines urbanen Gebietes entschieden werden, welche Details und in welcher Auflösung die Gebäude und Straßen in das Modell integriert werden sollen (Schubert and Sanders, 2012). Dazu

können dann weitere vorbereitende Schritte notwendig sein, um beispielsweise zu entscheiden, welche Gebäude mit welcher Grundfläche erfasst werden sollen (Chen et al., 2012).

2.1.2. Komplexität und Auflösung der Modelle

Der konzeptionelle Aufbau eines Hochwassermodells für ein urbanes Gebiet unterscheidet sich von der Modellierung eines Gerinnes mit angeschlossener Flussaue. Bevor mit dem Aufbau des Modells begonnen wird, müssen verschiedene Fragen diskutiert und beantwortet werden, die die Komplexität des Modelles betreffen, wie zum Beispiel: Soll das Kanalnetz integriert werden, oder kann man davon ausgehen, dass bei einem extremen Ereignis die sich darin befindliche Wassermenge keinen signifikanten Einfluss auf das oberirdische Strömungsgeschehen hat (Maksimovic et al., 2009; Obermayer et al., 2010; Gallegos et al., 2009; Schubert and Sanders, 2012)? Welchen Einfluss hat der bauliche Zustand des Kanalsystems auf die Abflussbedingungen (van Bijnen et al., 2012)? Wie interagiert der oberirdische Abfluss mit dem Grundwasser während der Überflutung (Sommer et al., 2009)? Wenn der dynamische Verlauf eines Hochwassers betrachtet wird, spielen dann Keller und Tiefgaragen eine signifikante Rolle im Strömungsgeschehen? Wie groß soll die räumliche Auflösung gewählt werden? Nachfolgend werden einige Beispiele aus der Literatur angeführt, die die Komplexität beim Modellaufbau verdeutlichen sollen. Abdullah et al. (2012a) unterschieden in einer Studie Gebäude, die durchflossen wurden (*passage buildings*) und Gebäude mit Keller oder Tiefgaragen und stellten fest, dass die Ergebnisse mit einem entsprechend verändertem Höhenmodell signifikant verschieden vom ursprünglichen Modell waren. Wie können parkende Fahrzeuge in schmalen Straßen berücksichtigt werden, verändern diese doch den Querschnitt und auch den Strömungswiderstand (Mignot et al., 2006). Laserscanningbefliegungen erlauben heute für ein Höhenmodell eine räumliche Auflösung unter einem halben Meter mit vertikalem Fehler kleiner als 15 cm (Chen et al., 2012; Fewtrell et al., 2011b). Damit ist es möglich, Bordsteinkanten und die Krümmung der Straße im Modell zu erfassen und auch kleinskalig einen realen Strömungsverlauf abzubilden (Fewtrell et al., 2011b;a). Es stellt sich jedoch die Frage, ob sich die Erhöhung der Komplexität und der Auflösung der Modelle in den urbanen Gebieten in einer entsprechend verbesserten Vorhersage widerspiegeln und damit den erhöhten Aufwand rechtfertigen (Schubert and Sanders, 2012; Apel et al., 2009; McMillan and Brasington, 2007b; Hunter et al., 2007). In den letzten Jahren entstanden eine Reihe von Studien, die sich mit verschiedenen Fragestellungen rund um die Modellierung von Hochwasser in urbanen Gebieten beschäftigten.

Hauptthemen waren dabei die folgenden:

- Kalibrierung des Modells mit Überflutungsgrenzen, die aus Satellitenbildern gewonnen wurden; Optimierung der Algorithmen, mit denen diese Grenzen aus den Fernerkundungsdaten extrahiert werden können (z.B. Di Baldassarre and Schumann (2011))

- Auswirkungen der Auflösung des Rechengitters (des Modells) auf berechnete Fließgeschwindigkeiten und Wasserstände, Einfluss auf die Modellparameter, einfache Sensitivitätsanalysen
- Algorithmen zur Erfassung der Gebäudegeometrien mit dem Ziel der Automatisierung dieses Prozesses und der effizienteren Berechnung (z.B. Arevalo and Schmidt (2011); Tsubaki and Fujita (2010); Schubert and Sanders (2012))
- Numerische Experimente mit verschiedenen 2D-Modellen (z.B. Hunter et al. (2008); Chen et al. (2012); Dottori and Todini (2013))

Eine detailliertere Zusammenstellung der betrachteten Literatur findet sich im Anhang (Tabelle A.1). Dort werden der Untersuchungsgegenstand der Studie, das verwendete Modell, die Art der Kalibrierung und die wichtigsten Ergebnisse und Schlussfolgerungen zusammengefasst. Es existieren verschiedene Modelle, mit denen Überflutungen in urbanen Gebieten berechnet werden können (Hunter et al., 2008). Eine Auswahl zeigt Tabelle 2.1. Die Modelle sind unterschiedlich komplex und die Anforderungen an Auflösung und Genauigkeit der Eingangsdaten variieren. Es ist bekannt, dass genaue Vorhersagen zu den Überflutungsgrenzen eine genaue Kenntnis des Höhenmodells erfordern und dass der Strömungswiderstand der Häuser eine wichtige Rolle spielt, wobei Vor- und Nachteile und die gesamten damit verbundenen Unsicherheiten bisher kaum betrachtet wurden. Schubert and Sanders (2012) untersuchten vier Methoden zur Modellierung des Strömungswiderstandes von Häusern (Abbildung 2.2): i) die Beschreibung mittels eines großen Rauheitsbeiwertes (*building resistance*), ii) die Zuweisung der Gebäudehöhen zu den entsprechenden Zellen des Höhenmodells, auf denen sich räumlich verteilt Gebäude befinden (*building block*), iii) das Ausschneiden der Häuser aus dem Rechengitter (*building hole*) und iv) die Modellierung des Widerstandes mit Hilfe einer Durchlässigkeit, die den Rechenzellen zugeordnet werden, ohne dass die Geometrie der Häuser dabei exakt abgebildet wird (*building porosity*). Anhand eines Dammbrechtszenarios wurden

Tabelle 2.1.: Zweidimensionale Modelle zur hydraulischen Modellierung in urbanen Gebieten (Auswahl)

Modell	Bemerkung	Referenz
TELEMAC2D	Finite Elemente Modell; unstrukturierte Gitter	(Hervouet, 2007)
LISPFLOOD-FP	Raster basiert; strukturiertes Gitter	(Bates and De Roo, 2000)
MUSCL-2D	unstrukturiertes Gitter	(Abderrezzak et al., 2009)
HYDRO-AS 2D	Finite Volumen Modell; unstrukturierte Gitter	(Nujic, 2006)
ParBreZo, BreZo	Finite Volumen Modell, unstrukturierte Gitter	(Sanders et al., 2010)

die Methoden verglichen. Es wurde eine instationäre Berechnung für ca. 3 Stunden auf einer Fläche von ca. 11 km² durchgeführt. Bei der Berechnung der Überschwemmungsflächen betrug die maximale Abweichung zwischen den verschiedenen Varianten nicht mehr als 10%. Ebenso wurde der Spitzendurchfluss mit einer Genauigkeit von 10% berechnet.

Mit Hilfe von Befliegungen werden heute hoch aufgelöste digitale Geländemodelle erzeugt, die eine wichtige Grundlage für die Modellierung der Hydraulik in urbanen Gebieten bilden. Es stellt sich die Frage, in welchem Detaillierungsgrad Häuser und Straßen in die Strömungsmodelle integriert werden sollen. Dazu ist es notwendig, den Einfluss der Auflösung der Rechengitter auf die berechneten Ergebnisse (Überflutungsgrenzen, Fließgeschwindigkeiten, Wasserstände und Fließwege) zu untersuchen. Dieser Aspekt wird im Abschnitt 2.3 betrachtet. Verschiedene Studien empfehlen eine Auflösung von 5 m für die Berechnung und die Abbildung von Straßen mit mindestens 3 Rechenzellen als guten Kompromiss zwischen Genauigkeit und Rechenaufwand (Fewtrell et al., 2008; Gallegos et al., 2009; Fewtrell et al., 2011a; Tsubaki and Kawahara, 2013). Eine weitere Empfehlung besagt, dass die Auflösung des Rechengitters sich am schmalsten Haus bzw. an der Abgrenzung zwischen zwei Häusern orientieren soll (Fewtrell et al., 2008). Trotzdem steigt der Rechenaufwand exponentiell mit der Auflösung, weshalb weitere Wege gesucht werden, auch mit Vergrößerung der Rechengitter so wenig Information wie möglich zu verlieren (Chen et al., 2012).

Für die Identifizierung von Gebäuden aus dem digitalen Höhenmodell stehen verschiedene Algorithmen zur Verfügung, die diesen Prozess automatisieren, da eine manuelle Bearbeitung sehr aufwändig werden kann. Mit Hilfe von Klassifizierungsverfahren werden in mehreren Schritten aus dem DGM Flächen extrahiert, die Untergrund, Gebäude oder Vegetation repräsentieren (Arevalo and Schmidt, 2011; Tsubaki and Fujita, 2010). Anschließend wird daraus ein strukturiertes oder unstrukturiertes Gitter erzeugt und den Rechenelementen die Rauigkeiten zugeordnet (Tsubaki and Fujita, 2010; Mason et al., 2007). Dabei werden Diskontinuitäten im Höhenmodell gesucht und aus den markierten Punkten werden konvexe Flächen als Gebäude identifiziert. Die Randpolygone dieser Flächen gehen in das Berechnungsgitter ein. Die automatische Identifizierung und Unterscheidung von Bebauung und Vegetation ist nicht immer leicht, z.B. wenn Bäume nahe an Häusern stehen oder kompakte Gebüsch von Garagen unterschieden werden sollen. Auf diesem Gebiet wird intensiv geforscht, um die Verfahren robuster und genauer zu gestalten (Abdullah et al., 2012a;b).

Ein anderer Aspekt der Komplexität der detaillierten hydraulischen Modellierung kann beim Zusammenfluss zweier oder mehrerer Nebenflüsse in urbanen Gebieten auftreten, wenn sich zwei Hochwasserwellen am Zusammenfluss überlagern, die für sich betrachtet unterhalb eines HQE liegen aber nach dem Zusammenfluss ein deutlich extremes Hochwasser entstehen lassen (Neal et al. (2013), Abbildung 2.3). Verschiedene Varianten der Entstehung sind denkbar. Eine Überflutung an einem unterhalb des Zusammenflusses gelegenen Punkt A kann auf verschie-

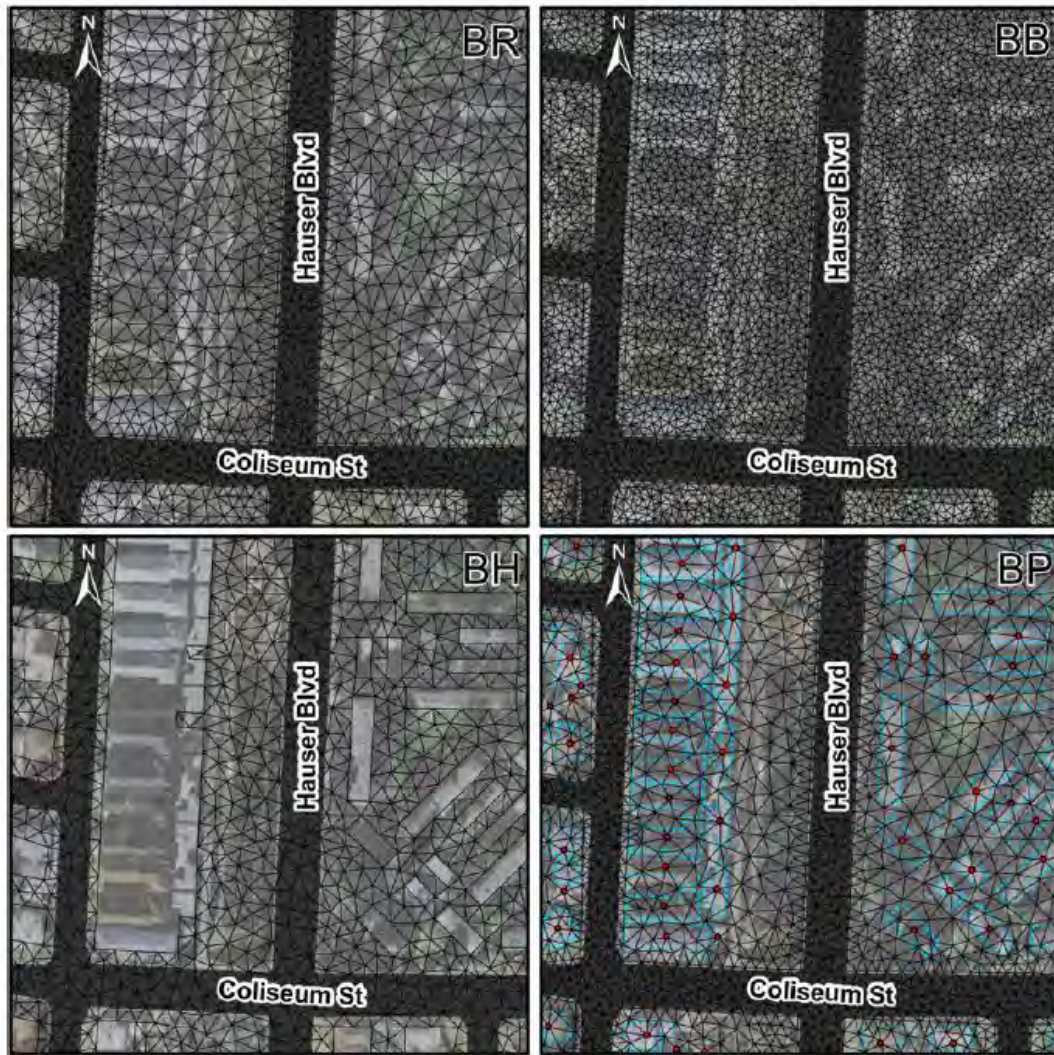


Abbildung 2.2.: Möglichkeiten der Integration von Gebäuden in hydraulische Modelle (Schubert and Sanders, 2012), dort Fig. 5: BR - Abbildung über den Rauheitsbeiwert (*building resistance*, 3,5 m Auflösung der Straße, 6 m Gitter Auflösung sonst), BB - Abbildung über Gebäudehöhen (*building block*, 3,5 m Auflösung der Straße, 7 m Gitter Auflösung sonst), Abbildung über das Ausschneiden der Gebäude - BH (*building hole*, 6 m Gitter Auflösung) und über die Zuordnung einer Durchlässigkeit zu den Gitterelementen - BP (*building porosity*, 3,5 m Auflösung der Straße, 7 m Gitter Auflösung sonst). Für weitere Erläuterungen zu den einzelnen Methoden siehe Text.

dene Weise entstehen: i) sowohl im Fluss B als auch im Nebenfluss C tritt ein Hochwasser auf, ii) normaler Durchfluss im Fluss B und Nebenfluss C liefert ein extremes Hochwasser oder

iii) der Fluss B führt schon extremes Hochwasser und am Nebenfluss C wird ein moderater Wasserstand beobachtet. Neal et al. (2013) zeigten, dass es eine räumliche Abhängigkeit der Überflutung am Punkt A (z.B. eine Siedlung) von der Entstehung des Hochwassers gibt. Dies muss bei der Erstellung von Hochwasserrisikokarten beachtet werden.

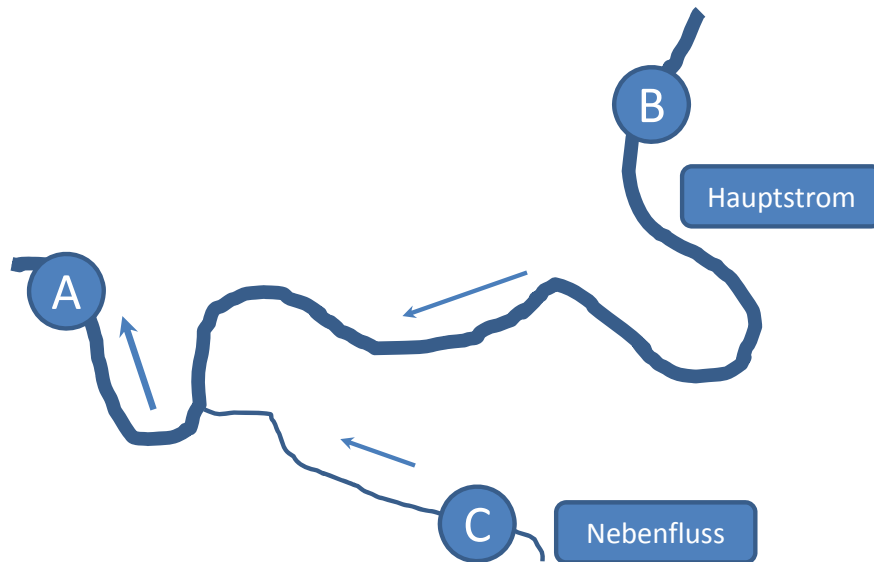


Abbildung 2.3.: Prinzipskizze eines Flusssystems von Hauptstrom und Nebenfluss mit den Pegeln A, B und C (verändert nach Neal et al. (2013))

2.1.3. Einige praktische Aspekte zur Modellierung

Es besteht oft ein Zielkonflikt zwischen Prognosefähigkeit, Berechnungsdauer bei dynamischen, zeitlich und räumlich hochaufgelösten Modellen und der Zeit, die für die Anpassung und das set-up eines spezifischen Modells für ein bestimmtes Gebiet notwendig ist (Apel et al., 2009). Numerische Modellierung bedeutet Modellierung an diskreten Punkten. So ist die Güte der Wiedergabe der realen natürlichen Bedingungen auch eine Frage der Punktabstände und der Interpolationsfunktionen zwischen den Punkten. Topographische Eigenschaften und Strömungseffekte, die unterhalb der Auflösung des Rechengitters liegen, können mit diesem Modell nicht erfasst werden. Die Anzahl der Rechenpunkte im Gitter bestimmt wiederum die Rechenzeit. Damit sind die Anforderungen an Detailwiedergabe und Rechenzeit miteinander gekoppelt (ATV-DVWK-Arbeitsgruppe-WW-2.4, 2003). Die angestrebte Lösung für ein konkretes Problem hängt dann von den zur Verfügung stehenden Daten, der Rechenleistung, der zur Verfügung stehenden Zeit für die Projektbearbeitung und nicht zuletzt von der Erfahrung der BearbeiterInnen ab Zielke (1999). Soll für eine Stadt oder eine Gemeinde eine Hochwasser-

gefahrenkarte erstellt werden, müssen die Genauigkeitsanforderungen vorher definiert werden. Um das technisch Machbare - z.B. die Überflutungswahrscheinlichkeit pro Grundstück detailliert zu berechnen - umzusetzen, muss ein qualitativ anspruchsvolles und von qualifiziertem Personal ausgeführtes Preprocessing organisiert werden. Bevor gerechnet werden kann, müssen die Daten prozessiert und aufbereitet werden. Diese Arbeiten können einen sehr hohen Anteil am Gesamtaufwand im Projekt betragen. Neben einem hoch aufgelösten Höhenmodell müssen weitere Daten mit Raumbezug in das Rechengitter integriert werden, beispielsweise Straßengeometrien (Mittellinien oder tatsächliche Begrenzungen), Grundstücksgeometrien (Katasteramt, Berücksichtigung von Gärten und Garagen) oder auch Regenwasserabläufe mit Koordinaten und Fassungsvermögen. Die notwendigen Arbeitsschritte werden z.B. in Schubert and Sanders (2012); Zielke (1999) beschrieben.

Bei einer Flutkatastrophe sind die lokalen Behörden für die Organisation aller erforderlichen Maßnahmen zuständig. Trotz sehr guter Ortskenntnis und Erfahrung ist es je nach Lage wichtig, Unterstützung durch Entscheidungshilfesysteme nutzen zu können. Die Entscheidung, wo die begrenzten Ressourcen (Technik und Menschen) am effektivsten eingesetzt werden können, wird damit unterstützt (vgl. Abschnitt 2.4) und hilft dabei, Schäden zu mindern oder gar zu verhindern.

2.1.4. Anforderungen an die Daten zur Kalibrierung und Validierung

Um die Ergebnisse der Modelle in der Praxis anwenden zu können, benötigt man ausreichend Daten zur Kalibrierung und Validierung. In der Kalibrierungsphase werden die Modellparameter so gewählt, dass gemessene und berechnete Daten möglichst gut übereinstimmen. Es gibt eine ganze Reihe von unterschiedlichen Maßen (*performance measure*), um diese Übereinstimmung zu bewerten. Eine Übersicht findet man z.B. in (Legates and McCabe Jr, 1999). Die Kalibrierung kann von Hand oder mit Hilfe von Optimierungsverfahren (Minimierung der gewählten Abstandsfunktion) ausgeführt werden. Oft nutzt man in der Praxis eine Kombination aus beiden Verfahren. Um das kalibrierte Modell zu validieren, wird das kalibrierte Modell ohne Veränderungen der Modellparameter unter veränderten Anfangs- und/oder Randbedingungen verwendet. Weichen auch hier Messung (unabhängig von der bei der Kalibrierung genutzten) und Berechnung nur im Rahmen der vorgegebenen Genauigkeit voneinander ab, gilt das Modell als validiert und kann für Prognoserechnungen genutzt werden. Üblicherweise werden hydraulische Modelle für einen Flussabschnitt anhand der Wasserstände eines Pegels am Modellauslauf (Abflussrand) kalibriert und validiert. Jedoch kann damit nicht die räumliche Verteilung von Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit überprüft werden, wie sie bei einem Extremhochwasser auftritt. Für die Kalibrierung und Validierung von zweidimensionalen hydrodynamischen Modellen, die bei der Analyse oder Vorhersage extremer Flutereignisse in

urbanen Gebieten eingesetzt werden, können folgende Messungen und Beobachtungen genutzt werden:

- Wasserstände und Durchflüsse an Pegelstationen

Wasserstände und die aus Schlüsselkurven abgeleiteten Durchflüsse stehen heute oftmals in hoher zeitlicher Auflösung zur Verfügung. Wenn jedoch die Deiche überströmt werden oder im Untersuchungsraum Deiche gebrochen sind, können diese Daten nicht mehr oder nur unter gewissen Annahmen genutzt werden. Die Schlüsselkurven müssen dann extrapoliert werden, wobei die Unsicherheiten sehr groß werden können.

- Strömungsgeschwindigkeiten

Mit Strömungsmessern können Strömungsprofile von Brücken oder von Booten aus aufgenommen werden. Diese z.B. mit akustischen Strömungsmessern aufgenommenen Profile müssen in geeigneter Weise über die Tiefe integriert werden, um sie in zweidimensionalen Modellen nutzen zu können. Allerdings erscheint das bei Überflutungen in urbanen Gebieten unrealistisch, da in diesen Fällen die Evakuierung von Personen sowie die Sicherung von Gebäuden im Vordergrund steht.

- während des Ereignisses aufgenommene Wasserspiegellagen

Wenn genügend Zeit zur Vorbereitung auf das Ereignis besteht (Wettervorhersage, Gebiet liegt weit unterhalb), kann der dynamische Verlauf des Hochwassers durch Einmessung der beobachteten Wasserspiegellagen aufgezeichnet werden (Zielke, 1999). Sobald das Wasser die Deiche überströmt, kann diese Methode nicht mehr angewandt werden.

- aus Luftbildern oder Satellitenaufnahmen abgeleitete Überschwemmungsgrenzen

Die Luftbilder und Satellitenaufnahmen müssen georeferenziert und die Überschwemmungsgrenzen digitalisiert werden. Das kann von Hand geschehen (Haase et al., 2004) oder mit geeigneten Algorithmen automatisiert werden (Mason et al., 2010; Lane et al., 2003). Diese Daten sind zur Bewertung von Modellergebnissen in größeren Gebieten gut geeignet (Di Baldassarre et al., 2009). Die Art und Weise, wie Luft- und Satellitenbilder am effektivsten zur Unterstützung der Modellierung genutzt werden können, ist Gegenstand intensiver Forschung (Schumann et al., 2011; Mason et al., 2010; Stephens et al., 2012). In der neueren ausgewerteten Literatur ist das die am häufigsten angewandte Methode zur Validierung der Überflutungsmodelle. Die Luftbilder haben jedoch den Nachteil, dass die Aufnahmen oftmals nur zu einem Zeitpunkt vorhanden sind und der dynamische Charakter des Ereignisses nicht beschrieben wird. Ebenso kann es sein, dass die Aufnahmen nicht zum Zeitpunkt der maximalen Überflutung aufgenommen wurden, was bei der Kalibrierung/Validierung beachtet werden muss. Für die

Bewertung der Güte der Modellierung bezüglich der Überschwemmungsgrenzen stehen verschiedene Verfahren zur Verfügung (Mason et al., 2009).

- Hochwassermarken im Gebiet

Nach dem Abfließen des Wassers aus den überschwemmten Gebieten können Hochwassermarken an Gebäuden, Bäumen oder an anderen Stellen (*post-event trash line surveys, wrack line survey*) eingemessen und entsprechend genutzt werden (Neal et al., 2009; Werner et al., 2005a).

- Videoaufnahmen des Ereignisses

Im öffentlichen Raum gibt es eine Vielzahl von Kameras. Ebenso sind Handys in der Lage, Videos aufzuzeichnen. Insbesondere bei der Überflutung von urbanen Gebieten werden häufig öffentlich oder privat Flutereignisse dokumentiert. Die Nutzung dieser Information kann helfen, Modelle der jeweiligen Region zu verbessern. Allerdings müssen diese Informationen entsprechend aufbereitet werden, in dem z.B. Wassermenge, Wassertiefe und Geschwindigkeit durch Kombination aus den Videoaufnahmen und digitalen Daten von Gebäuden und Straßen berechnet und dann für die Kalibrierung/Validierung genutzt werden (Candela et al., 2013).

- Beobachtungen von Augenzeugen

Wenn Informationen von Augenzeugen über den zeitlichen Verlauf bzw. über die Überflutung/Nichtüberflutung von Straßen und Flächen vorliegen (*soft data*), sollten diese mit in den Datensatz zur Kalibrierung/Validierung integriert werden (Werner, 1999).

Ein weiteres Dilemma in der gegenwärtigen Phase der Flutmodellierung im urbanen Raum besteht darin, dass die topographischen Grunddaten in immer höherer Auflösung und auch einfacher verfügbar sind (Laserscanningbefliegungen, Satellitendaten), aber dass es gleichzeitig immer schwieriger wird, die Ergebnisse von physikalisch basierten Modellen an gemessenen Daten zu überprüfen. So sind die oben beschriebenen Daten insbesondere für Extremhochwasser oft nicht ausreichend oder gar nicht vorhanden (Horrit, 2006; Neal et al., 2009; Fewtrell et al., 2011b; Schubert and Sanders, 2012; Fewtrell et al., 2011a; Dottori and Todini, 2013; Abderrezzak et al., 2009). In den genannten Studien wird geschlossen, dass für die Modellanwendungen in den urbanen Gebieten bessere, genauere und umfangreichere Datensätze mit Wasserständen und Fließgeschwindigkeiten wünschenswert wären, um damit die Vorhersagekraft und Genauigkeit zu erhöhen. Ein Schwerpunkt zukünftiger Forschung bildet darum die Erarbeitung und Erforschung neuer Möglichkeiten, mit geeigneten Werkzeugen und wenigen Daten die hochaufgelösten Modellvorhersagen zu validieren (Hunter et al., 2007). Es existiert eine Studie, in der ein umfangreicher Datensatz mit räumlich verteilten Messungen von Flutmarken von der maximalen Überflutung, Pegelständen und Überflutungsgrenzen zur

Kalibrierung und Validierung eines hochaufgelösten Modells zur Verfügung stand (Neal et al., 2009). Mit den dort vorhandenen Messungen war es möglich - im Gegensatz zu vielen anderen Studien - für die Stadt Carlisle (Großbritannien) ein gut parametrisiertes Modell aufzubauen. Dieses fand dann auch Eingang in ein Entscheidungshilfesystem und kann somit in der Praxis genutzt werden (Leedal et al., 2010). Für den Fall, dass neben den hydraulischen Bedingungen auch die Einwirkungen von mit der Flut transportierten Feinsedimenten auf Mensch und Umwelt abgeschätzt werden sollen (vgl. Abschnitt 2.2), bildet ein gut validiertes Strömungsmodell die erforderliche Grundlage (French, 2010).

2.2. Modellierung der räumlichen Verteilung von Feinsedimenten und Verfahren zur Validierung

Im vorherigen Abschnitt wurde die Modellierung von urbanen Gebieten unter rein hydraulischen Gesichtspunkten betrachtet. In diesem Abschnitt wird der Fokus auf kohäsive Feinpartikel gerichtet, die immer Bestandteile aquatischer Systeme sind. Kohäsive Feinpartikel sind potentielle Träger von anorganischen oder organischen Schadstoffen und spielen eine wesentliche Rolle beim Stoffaustausch zwischen Wasserkörper, Schwebstoff und Sediment (Kurtenbach et al., 2010; Förstner, 2004).

Der Wechsel von Transport-, Sedimentations- und Resuspensionsphasen von kohäsiven Feinpartikeln innerhalb von kurzen und an Hochwasserereignisse gebundenen Zeitintervallen ist ein entscheidender Faktor für die Dynamik in den Sedimenteigenschaften und Schadstoffgehalten (Abb. 2.4). Wichtige Prozesse für die hohe zeitliche Änderung der Sedimentzusammensetzung sind dabei skalenübergreifende Mischungsprozesse von belastetem und unbelastetem Material im Verlauf von Hochwässern (Kurtenbach et al., 2010). Die Feinsedimente ($<63 \mu\text{m}$) und die daran gebundenen Schadstoffe beeinflussen die Wasserqualität und stellen ein Problem in Europa und in anderen Teilen der Welt dar (Lick, 2009; Hollert et al., 2009). Auch nachdem die Hauptschadstoffquellen geschlossen wurden, können die abgelagerten Sedimente unter entsprechenden Umweltbedingungen (z.B. Hochwasser) noch nach vielen Jahren remobilisiert und wieder in den Stoffkreislauf eingebracht werden (Lick, 2009; Förstner et al., 2004; Friese, 2006; Rank, 2004). Die temporär im Gerinnebett gespeicherten Sedimente können im Verlauf des nächsten Hochwassers in Abhängigkeit der vorhergehenden Konsolidierung, der Sedimenteigenschaften und der Sohlschubspannung erneut remobilisiert werden. Mit der Flut werden diese Sedimente in die Überflutungsflächen und bei extremen Ereignissen auch in die urbanen Gebiete transportiert. Durch die mögliche Belastung entstehen zusätzliche Risiken für die betroffenen Gebiete. Die mit den Feinsedimenten im Oberboden abgelagerten Schwermetalle können über Pflanzen in die Nahrungskette gelangen und Menschen sowie lokale Ökosystem beeinträchtigen (Hickey and Salas, 1995; Wijnhoven et al., 2006b; Vervuren et al., 2003;

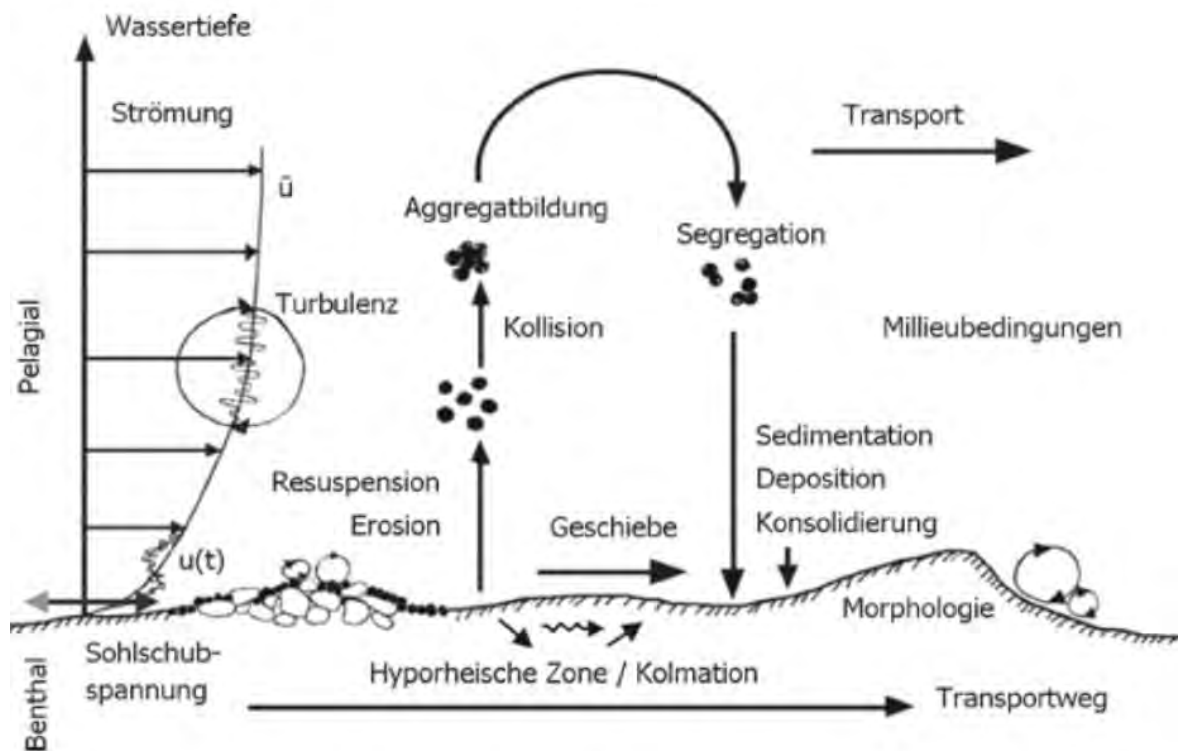


Abbildung 2.4.: Transportdynamiken und steuernde Einflussgrößen kohäsiver Feinpartikel in Fließgewässern (Kurtenbach et al., 2010)

Schulz-Zunkel and Krüger, 2009). So können Nutzgärten, landwirtschaftlich genutzte Flächen und Weideflächen betroffen sein. Ein anderer Aspekt der Belastung von Feinsedimenten ist die Remobilisierung aus und die Ablagerung in strömungsberuhigten Zonen, wie z.B. Auenflächen (Schulz-Zunkel and Krüger, 2009; Friese, 2006), Buhnenfeldern (Baborowski et al., 2012; Heise et al., 2008; Baborowski et al., 2007a) oder Hafenbecken (Sprovieri et al., 2007; Caplat et al., 2005). Deshalb wird nach effektiven und kostengünstigen Methoden gesucht, um eine Mobilisierung der mit den Sedimenten deponierten Schadstoffe bei zukünftigen Hochwässern zu verhindern.

Im Zusammenhang mit dem Risikomanagement von Hochwasser ist vor allem interessant, wie die räumliche Verteilung der Feinsedimente nach einem Hochwasser beurteilt werden kann. Die Frage, ob von urbanen Flächen nach der Flut eine Gefährdung ausgeht, muss von den Behörden beantwortet werden. Innerhalb von Städten kann relativ gut entschieden werden, wo die Proben zur Beurteilung des Risikos genommen werden müssen, da eine direkte Beobachtung der Ablagerungen möglich ist. So können die Proben aus betroffenen Häusern und Gärten bei Bedarf entnommen werden. Die Auswahl der Probenahmestellen auf landwirtschaftlich genutzten Flächen ist schwieriger, da entschieden werden muss, wo eine Probe entnommen

werden sollte, um den Zustand repräsentativ beschreiben zu können. Neben der Kenntnis der lokalen Gegebenheiten durch die Fachleute können Modelle zur Vorhersage und Schätzung des Eintrags von Feinsedimenten durch Hochwasserereignisse genutzt werden. Die Vorhersage der Verteilung von kohäsiven Sedimenten mit physikalisch basierten Modellansätzen ist jedoch sehr schwierig, da die zugrundeliegenden Prozesse sehr komplex, oftmals kleinräumig und hoch dynamisch und bisher auch nicht vollständig verstanden worden sind (Baborowski et al., 2007a; Hillebrand, 2008a;b). Daher können die Ergebnisse dieser Modelle nur qualitativ bewertet werden, d.h. die Ergebnisse liefern Anhaltspunkte für Flächen, auf denen mit einer höheren Belastung gerechnet werden muss. Eine quantitative Aussage (wo und wie viel) ist kleinräumig schwierig zu treffen (Büttner et al., 2006; Baborowski et al., 2007a). Dabei stellt sich nun die Frage, ob es unter diesen Umständen sinnvoll ist, eine solche Modellierung durchzuführen². Im betrachteten Fall kann ein Modell, das die physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse nur unzureichend oder gar nicht berücksichtigt bzw. die Prozesse durch Parameter abbildet, nur dann angewandt werden, wenn die Schwächen und Unsicherheiten im Ergebnis klar kommuniziert werden. Darum müssen die Ergebnisse solcher Modelle besonders sorgfältig interpretiert werden. Zu keinem Zeitpunkt dürfen die zugrundeliegenden vereinfachenden Annahmen außer Acht gelassen werden. Durch entsprechende Sensitivitätsbetrachtungen (vgl. Abschnitt 2.3) kann schließlich aufgezeigt werden, welche Genauigkeit der Modellrechnung im Hinblick auf die Interpretation zuzuordnen ist (ATV-DVWK-Arbeitsgruppe-WW-2.4, 2003). Alternativ gänzlich auf die Modellierung zu verzichten, ist dagegen keine Lösung. Statt dessen sollte versucht werden, i) die dem Transport kohäsiver Feinsedimente zugrunde liegenden physikalischen Prozesse weiter zu erforschen (Burt et al., 1997; Förstner, 2004; de Boer et al., 2005; Hillebrand, 2008b) und ii) Messungen zu intensivieren, um die Gewinnung von prozessrelevanten Parametern zu unterstützen (Zacharias et al., 2011; Grabowski et al., 2011; Williams et al., 2007; ATV-DVWK-Arbeitsgruppe-WW-2.4, 2003; Nicholas and Walling, 1998). Jedoch sind auch Messungen bezüglich des Transports von Feinsedimenten im Falle von (extremem) Hochwasser nicht einfach und können zeitlich und räumlich nur punktuell ausgeführt werden. Ausführlicher wird darauf im Abschnitt 2.2.3 eingegangen.

Die Kopplung der hydraulischen Modellierung mit der Sedimenttransportmodellierung kann auf verschiedene Arten erfolgen: i) Am einfachsten und am weitesten verbreitet ist die getrennte Berechnung. Zunächst wird das Strömungsfeld für den betrachteten Zeitraum be-

²„There is an alarming tendency today to assume that something calculated by a computer must be correct, yet the phrase ‘garbage in, garbage out’ (gigo) is possibly nowhere more (generally) appropriate than in computer modelling of cohesive sediment behaviour. The behaviour of ‘mud’ is highly complex and one only needs to look at a sample under a microscope to see why - the variety of particle shapes, not to mention the presence of living organisms, make it a substance with properties virtually unique to its situation which even change with time. For many years most researchers tended to avoid it, preferring to study sand and gravel, but a dedicated few tackled it and found a forum for discussing their work (...)“ aus dem Vorwort von (Burt et al., 1997)

rechnet, anschließend werden mit Hilfe der berechneten Geschwindigkeiten und Wassertiefen die Ergebnisse des Sedimenttransports bestimmt. Die Simulationszeiträume sind dabei so zu wählen, dass die Rückkopplung durch eine sich aufgrund von Erosion und Deposition verändernde Morphometrie berücksichtigt wird. ii) Bei semi-gekoppelten Modellen wird in jedem Zeitschritt das Strömungsmodell und das Sedimenttransportmodell berechnet. Die Ergebnisse des Sedimenttransports werden dann im nächsten Zeitschritt unmittelbar im Strömungsmodell berücksichtigt. iii) Bei einem voll gekoppelten System werden die Kontinuitätsgleichung, die Bewegungsgleichungen und die Sedimenttransportgleichungen simultan gelöst. Dabei werden die zugrunde liegenden Prozesse am besten abgebildet, allerdings erfordert diese Art der Kopplung einen höheren Rechenaufwand. In der Regel wird angenommen, dass die Sedimentkonzentration so niedrig ist, dass ihre Wirkung auf die Strömung vernachlässigt werden kann und dass die Veränderungen in der Morphometrie langsamer sind als die Bewegung des Wassers während eines Zeitschrittes, so dass eine Berechnung über einer konstanten Morphometrie angenommen werden kann.

2.2.1. Modellierung kohäsiver Sedimente in fluvialen Systemen

Der Transport von Sedimenten im Wasser wird durch die dreidimensionale Schwebstofftransportgleichung beschrieben (Lick, 2009; ATV-DVWK-Arbeitsgruppe-WW-2.4, 2003; Zielke, 1999; Teisson, 1997). Für den Transport feiner Sedimente wird die Transportgleichung mit einem zusätzlichen Term für die Sinkgeschwindigkeit w_c der Partikel gelöst:

$$\frac{\partial \bar{c}}{\partial t} + \bar{u}_i \frac{\partial \bar{c}}{\partial x_i} - w_c \frac{\partial \bar{c}}{\partial x_3} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(D_t \frac{\partial \bar{c}}{\partial x_i} \right) + \bar{Q}, \quad i = 1, \dots, 3 \quad (2.3)$$

\bar{c} bezeichnet die über die Tiefe gemittelte Konzentration des Schwebstoffes, D_t beschreibt den turbulenten Diffusionskoeffizienten und \bar{Q} beinhaltet Einträge und Verluste durch Erosion und Deposition. \bar{u}_i stellen die mittleren Geschwindigkeiten in x-, y- und z-Richtung dar, wobei z die vertikale Richtung (Wassertiefe) bezeichnet. Dabei wird eine Randbedingung an der freien Oberfläche so formuliert, dass kein Sediment über diese Oberfläche transportiert wird. Die Randbedingung an der Gewässersohle beschreibt die Änderung der Konzentration in vertikaler Richtung als

$$\left(-w_c - D_t \frac{\partial c}{\partial z} \right)_{\text{Boden}} = Q_d + Q_s \quad (2.4)$$

wobei durch die Wirbeldiffusivität D_t die turbulente Diffusion des Schwebstoffes beschrieben wird. w_c beschreibt die Sinkgeschwindigkeit der Partikel, Q_d und Q_s bezeichnen den Depositions- bzw. Erosionsfluss. Zur Modellierung von Deposition und Erosion gibt es eine Reihe verschiedener Ansätze (ATV-DVWK-Arbeitsgruppe-WW-2.4, 2003; Lick, 2009; Zielke,

1999). Abhängig vom Anwendungsbereich ist es nicht in jedem Fall notwendig, die dreidimensionale Transportgleichung zu lösen. Das tiefengemittelte zweidimensionale Modell für den Schwebstofftransport lautet

$$\frac{\partial \bar{C}}{\partial t} + \bar{U}_i \frac{\partial \bar{C}}{\partial x_i} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(D_t \frac{\partial \bar{C}}{\partial x_i} \right) + \bar{Q}, \quad i = 1, \dots, 2 \quad (2.5)$$

mit

$$\bar{Q} = \bar{Q}_e - \bar{Q}_d \quad (2.6)$$

wobei \bar{C} und \bar{U} tiefengemittelte Konzentrationen und Geschwindigkeiten darstellen. Erosion und Deposition werden als Quell- und Senkenterm wie folgt beschrieben (Teisson, 1997; ATV-DVWK-Arbeitsgruppe-WW-2.4, 2003):

$$\bar{Q}_e = M \left(\frac{\tau_{so}}{\tau_{krit,e}} - 1 \right), \quad \tau_{so} > \tau_{krit,e} \quad (2.7)$$

$$\bar{Q}_d = w_c \bar{C} \left(1 - \frac{\tau_{so}}{\tau_{krit,d}} \right), \quad \tau_{so} < \tau_{krit,d} \quad (2.8)$$

Dabei bezeichnet τ_{so} die berechnete Sohlschubspannung sowie $\tau_{krit,e}$ und $\tau_{krit,d}$ die kritische Sohlschubspannung für Erosion bzw. Deposition.

Die Bestimmung der freien Parameter $\tau_{krit,e}$, $\tau_{krit,d}$ und w_c kann über Messungen erfolgen, die jedoch sehr aufwendig sein können (Haag et al., 2001; Debnath et al., 2007; Prohaska et al., 2008; Debnath and Chaudhuri, 2010). Bei der Modellierung werden Sinkgeschwindigkeiten und kritische Sohlschubspannungen häufig als effektive Parameter zur Kalibrierung eingesetzt.

Während das Absinken einzelner nicht-kohäsiver Sedimentkörner hinreichend gut abgebildet werden kann (Stokes, 1851; Zanke, 1982), stellt die Modellierung des Transports kohäsiver Sedimente eine Herausforderung dar und ist Gegenstand der Forschung. In bestehenden Modellen zum Transport kohäsiver Sedimente wird bisher die Interaktion physikalischer, chemischer und biologischer Prozesskomponenten nur unzureichend oder gar nicht abgebildet (Bungartz and Wanner, 2004). Dazu gehören die Retention im hyporheischen Interstitial, die Adhäsion an Biofilmen oder die Speicherung infolge von Bewuchs (Kurtenbach et al., 2010). Ebenso gehört die Bildung von Schwebstoffflocken zu diesen bisher nur wenig in Modelle integrierten Prozessen (Manning et al., 2010). Es ist bekannt, dass chemische, physikalische und biogene Eigenschaften von Partikeln den Flockungsprozess beeinflussen. Beispiele für diese Partikeleigenschaften sind die Oberflächenladung, die Partikelstruktur, die Partikelkonzentration, pH-Wert, Temperatur, Turbulenzgrad, der Huminsäuregehalt, organische Polymere und Biofilme (Hillebrand, 2008a; Lick, 2009; Grabowski et al., 2011). Durch die Flockenbildung der Schwebstoffe wird ein wesentlicher Prozessparameter bei der Modellierung von Sedimenten - die Sinkgeschwindigkeit - beeinflusst. Die Flockenbildung wird in Modellen häufig indirekt

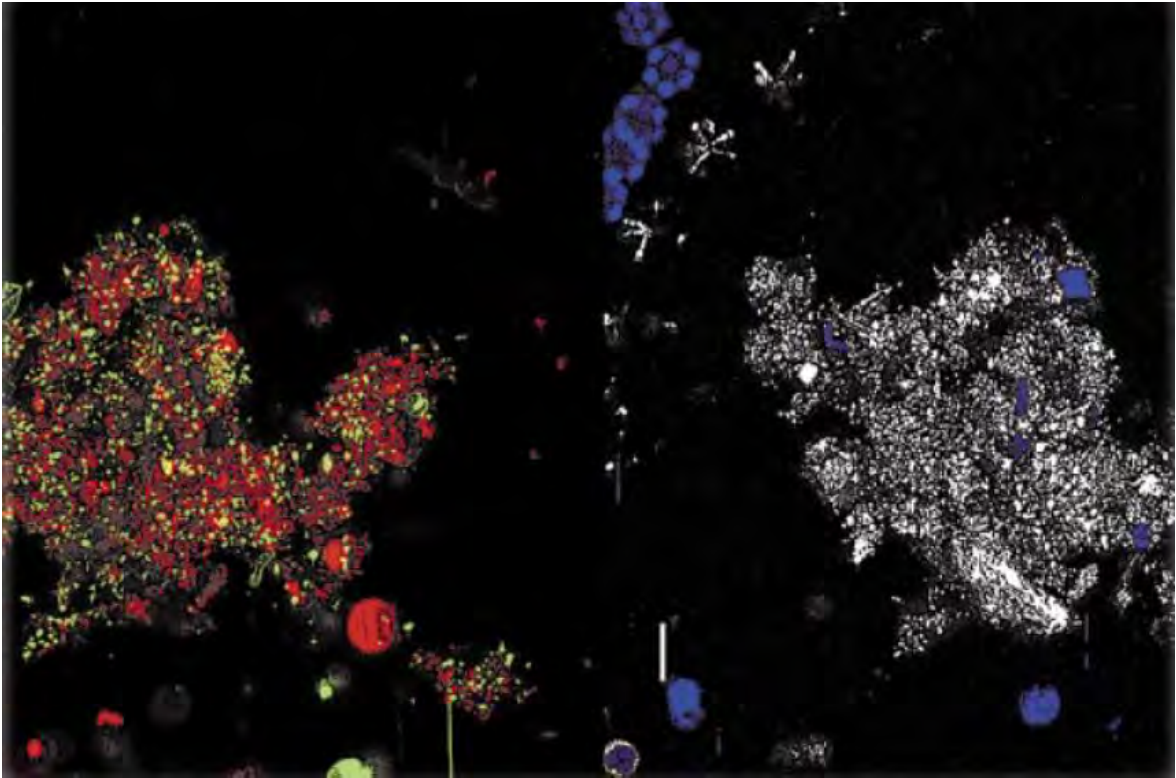


Abbildung 2.5.: Schwebstoffflocke aus der Elbe gesehen durch ein konfokales Laser Scanning Mikroskop. Links sind Bakterien (grün) und polymere Zuckerverbindungen (rot) zu sehen. Rechts im Bild erkennt man mineralische Komponenten (weiß) und Grünalgen (blau). (Aufnahme: Thomas Neu, UFZ)

betrachtet, indem die Sinkgeschwindigkeit w_c in Abhängigkeit von der Konzentration der Schwebstoffe C_{Schweb} beschrieben wird (ATV-DVWK-Arbeitsgruppe-WW-2.4, 2003; Teisson, 1997; Lick, 2009):

$$w_c = kC_{Schweb}^n \quad (2.9)$$

wobei k und n empirische Konstanten darstellen, die stark von ihrer experimentellen Bestimmung und dem betrachteten Gewässer abhängen (ATV-DVWK-Arbeitsgruppe-WW-2.4, 2003; Lick, 2009). Diese empirische Formel berücksichtigt nicht das Zerbrechen der Flocken aufgrund von Turbulenz. Kleine Turbulenzen führen zu höheren Kollisionsraten und damit zu erhöhter Flockenbildung. Ab einer gewissen Turbulenzstärke beginnen die Flocken aufgrund der wirkenden Schubspannungen wieder zu zerbrechen. Die Turbulenz wird dabei durch den vertikalen Geschwindigkeitsgradienten G beschrieben. Die Kombination von konzentrationsabhängiger und turbulenzabhängiger Flockenbildung kann dann beschrieben werden als

$$w_c = kC_{Schweb}^n \frac{1 + aG}{1 + bG^2} \quad (2.10)$$

wobei a und b empirische Konstanten bezeichnen (ATV-DVWK-Arbeitsgruppe-WW-2.4, 2003; Lick, 2009). Einen Überblick über einfache Modelle zur Flockenbildung gibt z.B. Lick (2009) (Kapitel 4). Exemplarisch soll der Einfluss der Partikelkonzentration sowie der Partikelwechselwirkungen auf das Sinkverhalten beschrieben werden (Takács et al., 1991; Teisson, 1997; Hillebrand, 2008a). Einzelne Partikel sinken relativ langsam ab. Steigt die Konzentration, beginnen die Partikel zu kollidieren und bilden dabei Flocken, die aufgrund eines höheren Eigengewichts schneller absinken. Mit steigender Konzentration nimmt die Sinkgeschwindigkeit weiter zu, bis eine maximale Sinkgeschwindigkeit im Fluid erreicht ist. Steigt die Konzentration weiter an, beginnen sich die herabsinkenden Flocken zu behindern. Zum Ausgleich des Volumens der herabsinkenden Flocken muss entsprechendes Wasservolumen nach oben transportiert werden, was wiederum durch die Flocken behindert wird und was letztendlich zu einer Verringerung der Sinkgeschwindigkeit führt. In einem Experiment wurde gezeigt, dass die Sinkgeschwindigkeit auch stark von den physikochemischen Eigenschaften des Mediums abhängt, in dem die Partikel transportiert werden. So variieren die Sinkgeschwindigkeiten trotz gleicher Ausgangskonzentrationen um mehrere Zehnerpotenzen. Die Gründe liegen in der unterschiedlichen Auswirkung und Ausprägung der Oberflächenladung (negativ oder positiv), die vom Medium abhängig ist (Hillebrand, 2008a). Die abgelagerten Feinsedimente sind das Ergebnis von Verwitterung, Transport und biologischer Aktivität. Die Frage ist nun, wie stabil die Feinsedimente am Boden der Gewässer gelagert sind und unter welchen Umständen sie (und die daran gebundenen Schadstoffe) wieder erodiert werden. Die Stabilität hängt in der aquatischen Umgebung vom Wechselspiel zwischen hydrodynamischen Kräften, die Erosion verursachen, und den Kräften innerhalb des Sediments, die der Erosion entgegenwirken, ab (Debnath et al., 2007; Grabowski et al., 2011). Wie die Flockenbildung während des Transports, wird die Erosionsstabilität von Feinsedimenten durch physikalische, geochemische und biologische Eigenschaften und Prozesse bestimmt, wie z.B. durch Partikelgrößenverteilung, Dichte, Wassergehalt, Temperatur, Mineralogie, Salinität, pH-Wert, Metallkonzentration, Bioturbation, Aufnahme und Ausscheiden von Sedimenten durch im Sediment lebende Organismen, biogene Substanzen, insbesondere extrazelluläre polymere Substanz (EPS). Diese Eigenschaften und Prozesse und die damit verbundene Erosionsstabilität unterliegen einer hohen zeitlichen und räumlichen Variabilität. Eine generelle Wichtung nach dem Einfluss ist nicht möglich, zu groß sind die ortsspezifischen Unterschiede (Lick, 2009). Es sollten jedoch die biologischen Komponenten in die Beschreibung der Prozesse mit einbezogen werden. Gegenwärtig existiert keine allgemeingültige Gleichung, um die Erosionsstabilität vorherzusagen, da die grundlegenden Mechanismen, wie die unterschiedlichen Eigenschaften und Kräfte im Feinsediment wirken, noch nicht verstanden sind (Grabowski et al., 2011; Debnath and Chaudhuri, 2010). So besteht Konsens in der Literatur, dass weitere Forschung auch auf diesem Gebiet notwendig ist. Verbesserte Modelle zur Vorhersage und Bewertung der Verteilung

von Feinsedimenten und den an sie gebundene Schadstoffe werden benötigt, um Auswirkungen auf Ökosysteme³, bauliche Anlagen⁴ und die Gesundheit der Menschen abschätzen zu können. Werden dann durch ein Hochwasserereignis belastete Feinsedimente erodiert, gelangen die Schadstoffe wieder in die Wassersäule, wo sie in Abhängigkeit von den vorliegenden physikochemischen und biologischen Bedingungen gelöst oder partikulär gebunden weitertransportiert werden. Eine Möglichkeit, diese Vorgänge in einem Modell zu erfassen, wird im nächsten Abschnitt 2.2.2 vorgestellt.

2.2.2. Ein Partitionierungsmodell für an Feinsedimente gebundene Stoffe

Die Feinsedimente können aus dem Fließgewässer selbst stammen (interne Quelle) oder von außerhalb eingetragen werden (externe Quelle). Interne Quellen beinhalten z.B. Uferbankerosion oder die durch Hochwasser induzierte Freisetzung aus Feinsedimentbänken und Ablagerungen in Pools und Stillwasserzonen (z.B. Buhnenfelder an der Elbe) sowie organische Partikel aus Zoo- und Phytoplankton. Externe Quellen beinhalten Oberflächenerosion (bei extremen Hochwässern auch aus landwirtschaftlich genutzten Flächen), atmosphärische Deposition, den Eintrag von Blättern und Zweigen und deren Zerkleinerung durch biologische Aktivität. Aus urbanen Räumen können im Falle einer Überflutung Feinsedimente von versiegelten Flächen und unter ungünstigen Bedingungen aus der Kanalisation eingetragen werden. Die Bedeutung der Quellen variiert in Abhängigkeit von der Einzugsgebietsgröße. Die Bedeutung der internen Quellen nimmt mit zunehmender Einzugsgebietsgröße zu (Kurtenbach et al., 2010). Während eines Hochwassers werden Schwebstoffe und Feinsedimente entlang der Fließwege transportiert und in Flussauen oder strömungsberuhigten Zonen abgelagert. In vielen europäischen Flüssen sind die Schwebstoffe mit Schwermetallen und organischen Verbindungen belastet (Wijnhoven et al., 2006c;a; Middelkoop, 2002; Overesch et al., 2007; Coynel et al., 2007; Rhoades et al., 2009). Möglicherweise kann die Anreicherung solcher belasteten Sedimente in Auen zu Nutzungseinschränkungen führen, wenn die Flächen beispielsweise landwirtschaftlich genutzt werden (Albering et al., 1999; Lindenschmidt et al., 2008; Rehda et al., 2012).

Schadstoffe werden gelöst und partikulär an Schwebstoffe gebunden transportiert. Während eines Hochwassers kommt es zu einem Austausch unter turbulenten Bedingungen zwischen der gelösten und partikulären Phase. Lick (2009) beschreibt am Beispiel organischer Kohlenstoffverbindungen, dass der Austausch als diffusiver Transport einer wasserlöslichen Chemikalie durch die Poren der Flocken bzw. Partikel modelliert werden kann. Dabei wird die Chemikalie durch Adsorption an organische Substanzen innerhalb einer Schwebstoffflocke oder an

³Die sedimentierten Schwebstoffe können selbst als Partikel die benthischen Lebensgemeinschaften nachteilig beeinflussen (Bilotta and Brazier, 2008).

⁴Oberhalb von Stauanlagen in Binnenwasserstraßen können erhebliche Probleme aufgrund der teils hohen Schadstoffbelastungen und immense Kosten für notwendige Ausbaggerungen und Entsorgungen entstehen (Kurtenbach et al., 2010).

mineralische Bestandteile gebunden. Dieser Prozess kann durch eine zeitabhängige Diffusionsgleichung ohne Reaktionsterm mit einem effektiven Diffusionskoeffizienten beschrieben werden. Weiterhin müssen dabei die Porosität des Partikels, die mittlere Dichte der festen Bestandteile der Flocke und der molekulare Diffusionskoeffizient berücksichtigt werden. Die Lösung dieses Diffusionsmodells ist numerisch aufwändig und erfordert zusätzliche Parameter zur Flockenbildung, weshalb der Austauschprozess in Anwendungsmodellen auch mit einem vereinfachten Partitionierungsmodell beschrieben werden kann, das auf Sorption und Desorption beruht (Lick, 2009; Schulz et al., 2009). Die wichtigsten Vereinfachungen bestehen darin, dass der oben beschriebene Diffusionsprozess als Massentransfer zwischen dem Partikel oder der Flocke und dem umgebenden Wasser beschrieben wird und dass Veränderungen der Partikel- oder der Flockengröße sowie Dichteverteilungen vernachlässigt werden. Dabei wird davon ausgegangen, dass nur die Feinpartikel $< 63 \mu\text{m}$ als Sorptionsoberfläche zur Verfügung stehen, obwohl gleichzeitig Sand und Kies transportiert werden. Das Model kann dann nach Schulz et al. (2009) formuliert werden als

$$\frac{dC_{sol}}{dt} = k_1 \cdot (C_{part} \cdot C_{Schweb} - K_D \cdot C_{Schweb} \cdot C_{sol}), \quad (2.11)$$

$$\frac{dC_{part}}{dt} = -\frac{1}{C_{Schweb}} \cdot \frac{dC_{sol}}{dt}, \quad (2.12)$$

wobei C_{sol} die Konzentration des Schadstoffes in der gelösten Phase, C_{part} die Konzentration des Schadstoffes in der partikulären Phase, C_{Schweb} die Konzentration des Schwebstoffes, k_1 die kinetische Ratenkonstante und K_D den Partitionierungskoeffizienten für den Phasenaustausch zwischen gelöster und partikulärer Phase bezeichnet. Die Koeffizienten müssen entweder experimentell bestimmt (Lick, 2009) oder der Literatur entnommen werden.

2.2.3. Validierung von Sedimenttransportmodellen, Abschätzung von Sedimentationsraten

Maßnahmen zur Verbesserung der Retentionswirkung bei Hochwasser (z.B. Deichrückverlegungen) oder zur Verbesserung des ökologischen Zustandes beeinflussen das lokale Sedimentationsgeschehen und erfordern Informationen über die Auswirkungen der Maßnahmen (Quast et al., 2012). Ein Werkzeug zur Gewinnung neuen Wissens über Strukturen und Muster von Ablagerungen stellen entsprechende Modelle dar, die in der Lage sind, die Szenarien realistisch abzubilden und die Einträge räumlich und zeitlich zu quantifizieren (Lick, 2009).

Es gibt verschiedene Ansätze, Projekte und Studien, die sich mit dieser Fragestellung auseinandersetzen (Nicholas and Walling, 1998; Asselman and van Wijngaarden, 2002; Abad et al., 2008). Für Gebiete auf kleinen und mittleren Skalen werden 2D-Modelle mit hoch aufgelösten Geländestrukturen genutzt und entweder auf einmalige Ereignisse angewandt oder

für mittelfristige (mehrere Jahre) Eintragsabschätzungen genutzt (Schröder et al., 2005; Bates et al., 1998; Nicholas and Walling, 1998). Es ist bekannt, dass die Feinsedimenteinträge kleinräumlich sehr stark variieren können (Baborowski et al., 2007b). Weil oft die entsprechenden Messdaten in einer adäquaten Auflösung fehlen, ist es nicht einfach und manchmal unmöglich, die hochaufgelösten Modelle zu kalibrieren und validieren (Spencer et al., 2011). In diesem Abschnitt sollen die Vor- und Nachteile einiger Methoden zur Gewinnung von Daten zur Modellkalibrierung und Validierung diskutiert werden.

Die wichtigste Voraussetzung bei der Modellierung des Sedimenttransports bildet ein verifiziertes Strömungsmodell für das gewählte Gebiet und den betrachteten Zeitraum, da die berechneten Geschwindigkeiten und Wassertiefen unmittelbar in das Sedimenttransportmodell eingehen. Ohne eine dem Problem angepasste Genauigkeit des Strömungsmodells können die Ergebnisse einer Transportmodellierung nicht bewertet werden. Das Sedimenttransportmodell wird über die Sinkgeschwindigkeiten und die kritischen Sohlschubspannungen zur Erosion und Sedimentation kalibriert. Die Kalibrierungsparameter können im Labor oder direkt im Feld bestimmt oder der Literatur entnommen werden. Allerdings ist zu berücksichtigen, dass sich in natürlichen Gewässern und insbesondere bei Hochwasser die physikochemischen und biologischen Bedingungen über Zeit und Raum verändern können. Die in Abschnitt 2.2.1 beschriebenen Vorgänge bei der Flockenbildung spielen dabei eine wesentliche Rolle. In der praktischen Anwendung von Sedimenttransportmodellen ist eine solche distributive Parametrisierung über Zeit und Raum faktisch nicht möglich, da die Messungen nicht in der notwendigen Auflösung (räumlich und temporär) zur Verfügung stehen. Statt dessen wird mit einer Verteilung oder einem mittleren Wert der Parameter gearbeitet. Mit Hilfe von Sensitivitätsuntersuchungen (vgl. Abschnitt 2.3) können dann die Schwankungen von Sedimentation und Erosion über Zeit und Raum beschrieben werden und Obergrenzen des Eintrages abgeschätzt werden. Um die Güte bzw. die Repräsentativität des Transportmodells für das betrachtete Gebiet beurteilen zu können, werden Messdaten benötigt. Das können Schwebstoffkonzentrationen und Sedimentationsraten sein, die mit den berechneten Größen verglichen werden. Dabei spielt die zeitliche und räumliche Auflösung der Messung eine wesentliche Rolle. Die Schwebstoffkonzentrationen werden oftmals von Brücken meistens in der Mitte des Flusses oder von automatischen Messstationen am Ufer gemessen. Die Durchführung von solchen Messungen innerhalb der Überschwemmungsflächen während der Hochwasserereignisse erfordert einen entsprechenden logistischen Aufwand (Beprobung von einem Boot aus oder temporäre Ausbringung von automatischen Messeinrichtungen).

Sedimentationsraten können mit Sedimentfallen bestimmt werden, die ereignisbezogen ausgelegt werden. Deren Sedimentfang kann nach dem Ereignis bezüglich Menge und Qualität untersucht werden und in Abhängigkeit von der Anzahl und Repräsentativität entsprechende Hinweise auf das Sedimentationsgeschehen geben (Krüger et al., 2006; Asselman and Mid-

delkoop, 1995; Büttner et al., 2006). Diese Werte beschreiben dann eine ereignisbezogene Nettosedimentation. Ein Nachteil der Methode ist der hohe logistische Aufwand und die stark eingeschränkte Repräsentativität in Zeit und Raum.

Eine für einzelne Ereignisse geeignete andere Methode besteht darin, künstliche Materialien als Tracer zu nutzen, die das Verhalten natürlicher Feinsedimente realistisch abbilden und demzufolge auch die entsprechenden Eigenschaften (Flockenbildung) besitzen. Spencer et al. (2011) nutzen Holmium als Tracer, ein Element, das zu den seltenen Erden gehört. Die Autoren testeten den Tracer in einem Hochwasserpolder (ca. 50 m mal 100 m). Vor der Überflutung konnte kein Holmium im Sediment nachgewiesen werden. Durch eine Beprobung des überfluteten Gebietes konnten durch Vergleich der räumlichen Verteilung des Tracers und des Modells Aussagen zur Güte der Modellierung getroffen werden. Ein Nachteil dieser Methode ist die aufwändige Herstellung des Tracers und die Tatsache, dass die Methode nur für kleine Gebiete erprobt wurde. Ein Einsatz an größeren Flüssen erfordert auch entsprechende Mengen an Tracermaterial, um eine realistische Wiederfindungsrate zu gewährleisten. Die Frage der repräsentativen Beprobung würde sich in größeren Gebieten ebenfalls wieder stellen.

Eine ereignisunabhängige Möglichkeit besteht darin, Bodenproben zu gewinnen und mit geeigneten Methoden mittlere Sedimentationsraten für ein Gebiet zu bestimmen, zum Beispiel durch die Datierung von radioaktiven Tracern (übliche sind Cäsium 137 oder Blei 210). Mit deren Hilfe kann eine mittlere Sedimentation über einen längeren Zeitraum (ca. 50 Jahre) in einem Gebiet bestimmt werden (Walling and He, 1997). Diese Methode liefert keine ereignisbezogene Information und kann womöglich nicht zwischen dem atmosphärischen Eintrag und dem Eintrag über die Sedimente unterscheiden, so dass der letztere Pfad überschätzt wird. Ein Nachteil dieser Methode ist ebenfalls, dass sie zeitlich sehr aufwändig ist. Liegt aufgrund der notwendigen horizontalen oder vertikalen Auflösung eine große Anzahl von Proben vor, muss der zeitliche und finanzielle Aufwand berücksichtigt werden.

Aus den dargelegten Gründen ist es schwierig, existierende Sedimenttransportmodelle mit einer ausreichenden Anzahl an Daten für die Validierung zu versehen. Es ist wichtig, dass ergänzende oder alternative Verfahren zur Validierung gefunden werden.

2.3. Unsicherheiten in hydraulischen Modellen und Stofftransportmodellen

2.3.1. Überblick, Methoden

Mit Hilfe von Unsicherheitsanalyse und Sensitivitätsanalyse wird versucht, im Modellierungsprozess die Auswirkungen von Modellunsicherheiten, Unsicherheiten in den Modellparametern, in den Daten und bezüglich des zukünftigen Zustand des Systems zu quantifizieren und in den Entscheidungsprozess (wozu wird ein Modell überhaupt verwendet?) einzubinden (Be-

ven, 2009; Pappenberger and Beven, 2006). Zunächst wird die Unsicherheitsanalyse betrachtet. Man unterscheidet zwischen aleatorischen und epistemischen Unsicherheiten. Aleatorische Unsicherheiten bezeichnen zufällige Variationen von Einflussgrößen, epistemische Unsicherheiten ergeben sich aus unvollständigem Wissen.

Modellunsicherheiten, die aus unvollständigem Wissen, mangelnder Vorstellungskraft und falscher Abbildung der Realität ("Die Erde ist eine Scheibe") rühren, oder die ihre Ursache in mathematischen Vereinfachungen (z.B. Linearisierung von nichtlinearen Systemen) oder in Programmfehlern (z.B. Absturz des Mars Climate Orbiter (1999) aufgrund fehlerhafter Einheiten im Programmcode) haben, liegen in der *Modellstruktur* begründet und sind schwierig zu quantifizieren (Neumann and Gujer, 2008). Zu den *Unsicherheiten in den Daten* und den *Unsicherheiten in den Parametern* gehören systematische und zufällige Fehler von Messsystemen und Messreihen, Skalierungsfehler (Übertragung von Parametern über Skalengrenzen hinweg), oder Veränderungen von Parametern über die Zeit, die nicht berücksichtigt werden (können). Zu den mit Unsicherheit behafteten Daten gehören z.B. Anfangs- und Randbedingungen, Modellparameter, Daten zur Kalibrierung und Validierung von Modellen. Unsicherheiten bezüglich der Prognosefähigkeit eines Modells können ihre Ursachen ebenso in der Struktur haben. Datengetriebene Modelle beispielsweise können keinen Zustand vorhersagen, der nicht in der Vergangenheit gemessen wurde. Ebenso können aufgrund bisher unbekannter Parameterkonstellationen chaotische Zustände im modellierten System auftreten (Knetsch, 2004; Beven, 2009). Insbesondere in komplexen Modellen, z.B. bei der Klimavorhersage, spielen die Unsicherheiten eine wichtige Rolle (Rahmstorf et al., 2007).

In der Literatur findet man eine Vielzahl von Methoden, um diese Unsicherheiten zu quantifizieren (Saltelli et al., 2006; Refsgaard et al., 2007; Hall and Solomatine, 2008; Beven, 2009). Eine einfache Einteilung in drei Typen von Unsicherheiten und typische Ansätze für den Umgang mit diesen Unsicherheiten gibt das Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 2004). Diese Empfehlungen sollten bei allen Modellanwendungen beachtet werden (Tabelle 2.2).

Die Sensitivitätsanalyse eines Modells oder Modellsystems beschreibt, wie sich Änderungen in den Eingangsgrößen auf die Ausgangsgrößen auswirken oder umgekehrt formuliert: Wie können die Unsicherheiten in den Ergebnissen den verschiedenen Unsicherheiten in den Eingangsgrößen zugeordnet werden (Saltelli et al., 2004; 2008). Die punktuelle Sensitivitätsanalyse betrachtet nur die Änderung eines Parameters während alle anderen unverändert bleiben. Im Gegensatz dazu untersucht die globale Sensitivitätsanalyse eine Kombination von Parametern, wobei in beiden Fällen eine Annahme über die Verteilung der Parameter in plausiblen Grenzen getroffen wird.

Tabelle 2.2.: Eine einfache Typologie der Unsicherheiten (*A simple typology of uncertainties*, Guidance Notes for Lead Authors of the IPCC Fourth Assessment Report on Addressing Uncertainties)

Typ	Beispiele	Typische Ansätze und Betrachtungen
Unvorhersagbarkeit	Menschliches Verhalten ist schwer vorherzusagen (z.B. Entwicklung politischer Systeme). Chaotische Komponenten komplexer Systeme.	Nutzung von Szenarien innerhalb plausibler Bereiche, deutlich benannte Voraussetzungen, Betrachtung der Grenzen dieser Annahmen und subjektive Bewertungen, Ensemble Rechnungen.
Strukturelle Unsicherheit	Nicht adäquate Modelle, unvollständige oder konkurrierender konzeptioneller Rahmen, keine Einigung über die Modellstruktur, nicht eindeutige Randbedingungen, signifikante Prozesse oder Zusammenhänge sind falsch spezifiziert oder werden nicht betrachtet.	Klare Spezifikation der Voraussetzungen und Randbedingungen, Vergleich von Beobachtung und Modellierung für einen Bereich von Bedingungen, Bewertung des zugrundeliegenden Stand des Wissens und des Grades des Verständnisses von grundlegenden Konzepten, die aus anderen Bereichen übertragen wurden.
Messunsicherheit	Fehlende, ungenaue oder nicht repräsentative Daten, ungeeignete räumliche und zeitliche Auflösung, schlecht bekannte oder sich verändernde Modellparameter.	Analyse der statistischen Eigenschaften der gemessenen Werte (Beobachtungen, Ergebnisse von Ensemble Rechnungen, etc), bootstrap und hierarchische statistische Tests, Vergleich von Modellergebnissen und Beobachtungen.

Unsicherheitsanalyse und Sensitivitätsanalyse werden angewendet, um alle o.g. Ursachen von Unsicherheit im Modellierungsprozess zu beschreiben und den Prognosefehler zu quantifizieren. Im Zusammenhang mit hydraulischer Modellierung und extremen Flutereignissen liefern sie wichtige Hinweise dafür, in welchen Bereichen in eine Datenerhebung und Datenanalyse investiert werden sollte, um einen maximalen Beitrag zur Reduzierung von Unsicherheiten bei der Risikobewertung zu leisten (Hall and Solomatine, 2008).

2.3.2. Unsicherheiten bei der hydraulischen Modellierung im urbanen Raum

In diesem Abschnitt werden Studien zusammengefasst, die sich mit Unsicherheiten bei der Modellierung von Überflutungen im urbanen Raum befassen haben. Dabei wird der Einfluss verschiedener Eingangsdaten und Parameter (Biotoptypen, Rauheiten, Höhenmodell) bzw. deren Ableitung aus anderen messbaren Daten auf Wasserstände, Fließgeschwindigkeiten und Überflutungsgrenzen untersucht. Ebenso werden die strukturellen Unsicherheiten in den Modellen betrachtet (Horrit and Bates, 2001; McMillan and Brasington, 2007a; Fewtrell et al., 2011a; Dottori and Todini, 2013). Andere Studien befassen sich mit dem Einfluss der Rechengitterauflösung (und der damit eng zusammenhängenden Frage der Übertragung der vorhandenen Topographiedaten auf die Gitter) auf die Ergebnisse⁵ (Hardy et al., 1999; Bates et al., 2008; Horrit et al., 2006; Fewtrell et al., 2008; Dottori and Todini, 2013; Tsubaki and Kawahara, 2013). Dies ergibt sich aus dem in Abschnitt 2.1.4 erläuterten Dilemma der gleichzeitig vorhandenen hoch aufgelösten Befliegungsdaten und den Anforderungen für die Berechnung physikalisch basierter Modelle. Das Dilemma ist auch die Motivation für die hier vorgestellten Untersuchungen zur Modellkomplexität. Wenige Studien widmen sich der Frage, welchen Einfluss Fehler in der räumlich verteilten Zuordnung von Widerstandsbeiwerten auf die Ergebnisse hat. Eine Übersicht über ausgewählte Studien findet sich in Tabelle 2.3, eine ausführlichere tabellarische Übersicht über Untersuchungsgegenstand der Studien und deren Schlussfolgerungen wird im Anhang gegeben (Tabelle A.1).

Der Einfluss der Widerstandsbeiwerte auf die berechneten Wassertiefen, Fließgeschwindigkeiten und Lage der Überflutungsflächen

Mit Hilfe der Sohlrauheiten werden hydrodynamische Modelle kalibriert, d.h. der Parameter der den Fließwiderstand der überströmten Oberfläche beschreibt, wird als *effektiver* Parameter genutzt und nicht als Parameter, der eine physikalische Eigenschaft beschreibt. So kann es durchaus passieren, dass der Sohlrauheit ein Wert zugewiesen wird, der den Abstand zwischen gemessenen und berechneten Wasserspiegellagen oder Strömungsgeschwindigkeiten minimiert, jedoch weit entfernt von der tatsächlich messbaren Rauheit ist (Lane, 2005). Für die verschieden rauhen Oberflächen wurden Werte tabelliert, die z.B. über Biotoptypenkartierungen räumlich verteilt zugewiesen werden können (Wallisch, 1990) (vgl. Tabelle 2.3).

Straatsma and Huthoff (2011) analysierten den Einfluss von Klassifizierungsfehlern aus Biotoptypenkartierungen auf die abgeleiteten Modellrauheiten (Wallisch, 1990). Die Autoren zeigen, dass eine Klassifizierungsgenauigkeit von 69% zu Unsicherheiten in der Berechnung der Wasserspiegellagen im Dezimeterbereich führen können. Insgesamt können die Unsicherheiten,

⁵Wenn von Ergebnissen in Zusammenhang mit hydraulischen Modellen gesprochen wird, sind in diesem Kapitel immer die Fließgeschwindigkeiten, Wasserstände und Grenzen der Überflutungsgebiete bezogen auf die jeweiligen Modellbedingungen gemeint.

Tabelle 2.3.: Ausgewählte Studien zur Unsicherheits- und Sensitivitätsanalyse mit 2D-hydrnumerischen Modellen, speziell in urbanen Gebieten

Autoren	Zielstellung	Ergebnis
Wang et al. (2011)	Einfluss der Auflösung des Rechengitters, der räumlichen Verteilung der Reibungsbeiwerte und der Eddy Viskosität auf die Ausbreitung einer Flutwelle nach einem Dammbruch	Auflösung des Gitters und Rauheitsbeiwerte haben einen beträchtlichen Einfluss (10% größere Überflutungsflächen), der Einfluss der Eddy Viskosität ist vernachlässigbar.
Straatsma and Huthoff (2011)	Quantifizierung der Unsicherheit in der Berechnung der Wasserspiegellagen, die auf Klassifizierungsfehler in der Landnutzungskarte zurückgeht, aus der die Modellrauheiten abgeleitet werden (Sensitivitätsanalyse)	Eine Klassifizierungsgenauigkeit von 69% führt zu Unsicherheiten in der Berechnung der Wasserspiegellage im Dezimeterbereich.
Fewtrell et al. (2011a)	Einfluss von Modellformulierung und Auflösung des Rechengitters auf berechnete Wasserspiegellagen und Strömungsgeschwindigkeiten (Unsicherheitsanalyse)	Fehler, die durch ein gröberes Höhenmodell entstehen, sind signifikant größer als die, deren Ursache in unterschiedlichen numerischen Approximationen der Flachwassergleichungen begründet liegen.
Gallegos et al. (2009)	Einfluss verschiedener Parameter (Form des Dammbruchs, Höhenmodell, Auflösung des Gitters, Reibungsbeiwerte) auf Wasserspiegellagen und Überflutungsgrenzen für ein Dammbruch -Szenario (Sensitivitätsanalyse, 12 Läufe)	Alle betrachteten Parameter haben einen signifikanten Einfluss auf Ausbreitung und Wasserstand.
Schubert et al. (2008)	Einfluss von Reibungsbeiwert und Auflösung auf die Ergebnisse von 6 2D HN- Modellen	Die heute verfügbaren Höhenmodelle sind genau genug, um die urbanen Gebiete abzubilden. Die digitalen Höhenmodelle müssen mit verfügbaren Geometriedaten der Häuser verbunden werden, um die Informationen maximal zu nutzen. Wenn eine solche Datengrundlage vorhanden ist, hat die Unsicherheit in den Reibungsbeiwerten einen größeren Einfluss als die Fehler im Höhenmodell.

die von den gewählten Rauheiten ausgehen, größer sein als die Unsicherheiten des zugrunde liegenden Höhenmodells.

Der Einfluss der Gittergröße und der zugrunde liegenden Topographie auf die berechneten Wassertiefen, Fließgeschwindigkeiten und Lage der Überflutungsflächen

Der erste Schritt bei der Modellerstellung ist die Definition des Rechengitters. Dabei werden strukturierte (gleichförmige) und unstrukturierte (ungleichförmige) Gitter unterschieden (Zielke, 1999). Der Vorteil von unstrukturierten Gittern ist die einfache Anpassung an komplexe Geometrien und die Möglichkeit der Verfeinerung an Orten von besonderem Interesse, wie sie bei der urbanen Flutmodellierung auftritt. Strukturierte Gitter treten häufig als Raster auf und die Auflösung wird durch die Kantenlänge eines Rasters beschrieben. Der Aufbau eines unstrukturierten Gitters ist kein trivialer Vorgang, stellt einen iterativen Vorgang dar und kann sich aufwändig gestalten, insbesondere in dem hier betrachteten Fall der Modellierung von urbanen Gebieten. Ein erstes grobes Gitter wird an den für die Fragestellung wichtigen Stellen verfeinert und angepasst, bis die relevanten Strukturen so erfasst sind, dass das Strömungsmodell gute Ergebnisse liefern kann. Zur Unterstützung stehen freie oder kommerzielle Programme zur Gittergenerierung zur Verfügung, die modellabhängig oder unabhängig sein können und unterschiedlich nutzerfreundlich sind. Die Qualität von unstrukturierten Gittern (z.B. Winkel in den Dreiecken, Vorteile von Vierecks- und Dreieckselementen und Kombinationen aus beiden) spielt bei der Anwendung numerischer Verfahren eine wichtige Rolle⁶.

Die Grundlage der Gittergenerierung bildet das Höhenmodell (theoretisch kann das Rechengitter unabhängig vom Höhenmodell aufgebaut werden), das mit einer vertikalen Auflösung bis zu 15 Zentimeter und einer horizontalen Auflösung kleiner als ein Meter zur Verfügung steht. Zwei Arten von Fehlern können einen Einfluss auf die Rechenergebnisse haben und diese können sich auch noch überlagern. i) Das Höhenmodell selber kann fehlerbehaftet sein (Fewtrell et al., 2008; Tsubaki and Kawahara, 2013) und ii) bei der Übertragung der Werte vom Höhenmodell auf ein gröberes Rechengitter entstehen Interpolationsfehler, so dass die Höhe am Berechnungspunkt von der tatsächlichen Höhe abweicht (Hardy et al., 1999; Bates et al., 2008; Horrit et al., 2006; Fewtrell et al., 2008; Tsubaki and Kawahara, 2013). Würde die Auflösung des Höhenmodells für das Berechnungsgitter übernommen, entsprächen $1 \text{ km}^2 \cdot 10^6$ Rechenpunkten bzw. Rasterzellen und entsprechend größer würde der Rechenaufwand für größere Gebiete werden. Wird nun das Rechengitter gröber gewählt (aus Gründen der Performance), entsteht ein Interpolationsfehler, der einen Einfluss auf die Berechnungsergebnisse hat. Bei Berechnungen im urbanen Raum kommt die Frage hinzu, wie die Gebäude in das Rechengitter integriert werden und welchen Einfluss die Art der Integration (building resistance,

⁶In dieser Arbeit wird nicht näher auf die Qualität der Rechengitter eingegangen. Bei der eigenen Modellierung wurde auf die Qualität der Gitter großen Wert gelegt.

building block, building hole, building porosity, vgl. Abschnitt 2.1.2) auf die Ergebnisse hat. Die Schlussfolgerungen aus den Studien beruhen auf Experimenten⁷ mit synthetisch generierten Geometrien und Topographien (Tsubaki and Kawahara, 2013) oder auf der Anwendung der Modelle auf Ereignisse mit realen Daten. Die allgemeine Vorgehensweise besteht darin, mit den gleichen Modellen und Eingangsdaten auf unterschiedlich hoch aufgelösten Gittern zu rechnen (wenige Zentimeter bis zu 100 Metern) und die Ergebnisse an ausgewählten Stellen miteinander zu vergleichen.

Die wichtigsten Schlussfolgerungen lauten:

- Großskalige Geometrieelemente sind insensitiv gegenüber kleinen Fehlern in der Topographie und haben nur geringen Einfluss auf die berechneten Wassertiefen. Die Fehler in der Wassertiefe entsprechen den Fehlern der Topographie. Lokale Fließgeschwindigkeiten können jedoch sehr beeinflusst werden.
- Die Repräsentation der Topographie (Höhe) und Topologie (Abbildung von Häusern, Straßen) hat einen größeren Einfluss als die genaue Bestimmung der Rauheiten.
- Größere Gitter führen zu geringeren Wassertiefen und einer schnelleren Ausdehnung der Überflutung, da schnell ändernde Fließbedingungen in tiefengemittelten 2D-Modellen nicht adäquat abgebildet sind.
- Es gibt Grenzen für die Vergröberung von Gittern. Kritische Längen der Rechenelemente werden z.B. durch den Abstand von Gebäuden bzw. durch deren Abmessungen bestimmt.
- Strömungsrelevante Punkte und Strukturen im Gelände müssen identifiziert und in das Rechengitter integriert werden. Auf diese Art generierte Gitter liefern bessere Ergebnisse als automatisch (oder von der Topographie unabhängig) generierte Gitter.

Der Einfluss der Modellstruktur auf die berechneten Wassertiefen, Fließgeschwindigkeiten und Lage der Überflutungsflächen

Der strukturelle Anteil der Unsicherheit bei der Modellierung der Überflutung in urbanen Gebieten wird oft durch einen Vergleich verschiedener Modelle beschrieben (Lindenschmidt et al., 2007; Gattke, 2006; Neumann and Gujer, 2008; Horrit and Bates, 2001; McMillan and Brasington, 2007a; Fewtrell et al., 2011a; Dottori and Todini, 2013). Zunächst werden die Unterschiede in den modellierten Prozessen dargelegt (z.B. Lösung der vollständigen tiefengemittelten Flachwassergleichungen gegenüber einfachen Speicherzellenansätzen) und anschließend werden für ein oder mehrere Untersuchungsgebiete die Berechnungen mit gleichen Anfangs-

⁷Hier sind numerische Experimente gemeint, bei denen unter definierten Bedingungen künstliche oder generalisierte Städte überflutet werden.

und Randbedingungen ausgeführt. Die erhaltenen Ergebnisse werden dann miteinander verglichen und bei Vorhandensein von Validierungsdaten gegenüber diesen bewertet. Dabei kann die strukturelle Unsicherheit bedeutender sein als die Unsicherheit in den Eingangsdaten und den Parametern (Lindenschmidt et al., 2007). Andererseits können bei gut definierten Eingangsdaten (z.B. ausreichende Auflösung des Höhenmodells in urbanen Bereichen) die strukturellen Unsicherheiten in den Hintergrund treten und die Effekte von Unsicherheiten in den Parametern größer werden (Horrit and Bates, 2001; Hunter et al., 2008; Dottori and Todini, 2013). Auch können Fehler, die durch die Nutzung gröberer Topographiedaten entstehen, gravierender sein als die unterschiedliche Abbildung der Prozesse im numerischen Modell (Fewtrell et al., 2011a). Die Vereinfachung von Prozessen in Modellen hat Vor- und Nachteile. Ein klarer Vorteil ist die Möglichkeit, mit den vereinfachten Beschreibungen der Oberflächenströmungen (z.B. LISPFLOOD-FP (Bates and De Roo, 2000)) in Kombination mit den hoch aufgelösten Topographiedaten Ergebnisse auch für größere Bereiche und Teileinzugsgebiete zu berechnen und diese Ergebnisse einfach mit Satellitenaufnahmen vergleichen zu können. Ebenso ist es mit diesen vereinfachten Modellannahmen möglich, Monte-Carlo-Simulationen durchzuführen, bei denen eine große Anzahl von Rechenläufen für die *flood risk analysis* notwendig ist. Allerdings besteht die Gefahr, dass durch vereinfachte Berechnungsmethoden ein zu großes Vertrauen in die aus den Modellergebnissen abgeleiteten Schlussfolgerungen entsteht und möglicherweise Fehlentscheidungen gefällt werden. Eine Reihe von konkreten Beispielen über weitere Nachteile⁸ von Modellen mit reduzierter Komplexität findet man in (Hunter et al., 2007)⁹.

2.3.3. Unsicherheiten beim Transport kohäsiver Sedimente

Für den Transport von kohäsiven Sedimenten und daran gebundene Schadstoffe gibt es keine quantitativen Untersuchungen mit Aussagen zur Unsicherheit bei der 2D-Modellierung auf kleinen oder mittleren Skalen¹⁰.

Die strukturelle Unsicherheit ist bei der Modellierung des Transports kohäsiver Sedimente als hoch einzuschätzen, da es bisher nur wenige Modelle gibt, welche z.B. die Flockenbildung und Aggregation von Schwebstoffflocken in den Ansätzen berücksichtigen. Aggregation und Disaggregation (z.B. das Zerbrechen von Flocken aufgrund erhöhter Turbulenz) verändern die Größe der transportierten Flocken mit den daran gebundenen Partikeln, die Oberflächenstruktur und Dichte und haben damit einen großen Einfluss auf das Sinkverhalten der Flocken (Bungartz and Wanner, 2004). Flocken haben demzufolge verglichen mit Partikeln

⁸Zum Beispiel kann aus Gründen der numerischen Stabilität (Courant-Kriterium) die Berechnung bei hoher Auflösung zu so kleinen Zeitschritten führen, dass die Rechenzeitvorteile durch Vereinfachung der Modellstruktur dadurch wieder aufgehoben wird (Hunter et al., 2005).

⁹Die Diskussion in der Literatur führt am Ende zu der Frage, wie einfach Modelle sein können und trotzdem noch physikalisch realistisch.

¹⁰(Suche im Web of Science, ScienceDirect, Google Scholar "sensitivity* cohesive* sediment* model" bzw. "sediment* spatial* distribution* sensitivity* uncertainty")

andere hydrodynamische Eigenschaften. Wird das Sinkverhalten der Flocken mit dem Stokes' schen Gesetz beschrieben (Stokes, 1851), können entsprechend falsche Ergebnisse berechnet werden. Es ist wahrscheinlich, dass diese Modelle den Eintrag von Feinsedimenten überschätzen, da aufgrund der turbulenten Verhältnisse feine Partikel weitertransportiert werden, während schwerere und größere Flocken schneller absinken (Nicholas and Walling, 1996; Droppo, 2001; Droppo et al., 2002). Anwender, die vereinfachte Modelle nutzen, müssen bei der Interpretation der Ergebnisse alle diesbezüglichen Vereinfachungen berücksichtigen und bei der Unterstützung von Entscheidungen klar kommunizieren.

Die Unsicherheiten in den Eingangsdaten betreffen vor allem das Strömungsfeld sowie die Anfangs- und Randbedingungen der modellierten Schwebstoffe, wobei Aussagen zu Unsicherheiten im Strömungsmodell im vorherigen Abschnitt 2.3.2 getroffen wurden. Die Schwebstoffkonzentration, die als Rand- und Anfangsbedingung vorgegeben werden muss, wird im Allgemeinen nicht für das gesamte betrachtete Modellgebiet vorliegen und muss darum aus Punktmessungen auf die Fläche interpoliert werden. Die Auswirkungen dieser Annahmen auf die Ergebnisse muss mit Hilfe von Sensitivitätsuntersuchungen abgeschätzt werden. Das Gleiche gilt für die Randbedingung. Ebenso unterliegen die erhobenen Daten zur Kalibrierung und Validierung der Modelle (vgl. Abschnitt 2.2.3) Unsicherheiten.

Parameterunsicherheiten bei der Sinkgeschwindigkeit und den kritischen Sohlschubspannungen für Erosion und Sedimentation wirken sich ebenfalls aus und müssen in ihrer Sensitivität auf die Verteilung der Sedimente bewertet werden.

Da das Transportverhalten von kohäsiven Sedimenten Gegenstand intensiver Forschung ist und nur wenige Modelle aus dem Anwendungsbereich Wechselwirkungen zwischen verschiedenen Fraktionen des transportierten Sediments bzw. physikochemische und biologische Prozesse berücksichtigen, die die Veränderung kohäsiven Sedimente während des Transportes beschreiben, müssen die Ergebnisse als sehr unsicher betrachtet werden. Nur mit entsprechenden Unsicherheits- und Sensitivitätsanalysen können die Ergebnisse mit Vorsicht interpretiert werden.

2.4. Einbindung von Modellergebnissen in Entscheidungshilfesysteme

Ein Entscheidungshilfesystem ist ein Computer basierter Ansatz oder eine Methode, um einzelne oder Gruppen von Personen beim Lösen von komplexen, semi strukturierten Problemen zu unterstützen (McIntosh et al., 2011; Schanze et al., 2007). Die betrachteten Probleme sind dabei so komplex, dass sie nicht mit Hilfe eines Algorithmus oder einer Lösungsformel gelöst werden können. Ein Entscheidungshilfesystem besteht im allgemeinen aus einer Datenbank, Modellen und einer Nutzeroberfläche, über die verschiedene Systemzustände simuliert

werden können und das die Ergebnisse in einer übersichtlichen, leicht verständlichen Form präsentiert (Schanze et al., 2007). Entscheidungshilfesysteme kommen in vielen Bereichen zum Einsatz, beispielsweise als Diagnosesysteme in Krankenhäusern (Ahmadian et al., 2011; Carroll et al., 2002; Kaplan, 2001), beim Management von Transportprozessen (Grzybowska and Barceló, 2012; Wu et al., 2011) oder im Umweltbereich (McIntosh et al., 2011; Parrott et al., 2011). Auch beim Hochwassermanagement spielen sie eine Rolle. Eine Übersicht über Funktionalität, Vor- und Nachteile von 22 Entscheidungshilfesystemen im Bereich des Hochwasserrisikomanagements geben Schanze et al. (2007) im Rahmen des FLOODsite Projektes (www.floodsite.net). Eine der wichtigsten Schlussfolgerungen der Studie besteht darin, bei der Entwicklung derartiger Systeme den Nutzer so früh wie möglich einzubeziehen und den späteren Anwender in den Mittelpunkt aller Bemühungen zu stellen. Im weiteren soll der Begriff Entscheidungshilfesystem immer im Kontext zum Hochwasserrisikomanagement verstanden werden.

Ein Teil eines Entscheidungshilfesystems bilden die Modelle, mit denen basierend auf Szenarien entsprechende Antworten auf Systemanfragen (z.B. Auswirkungen von Polderflutungen, Änderung von Landnutzungen, Schwachstellenanalysen) gegeben werden. Oft werden dabei bestehende und etablierte Modelle über Schnittstellen in das Entscheidungshilfesystem eingebunden, da sie außerhalb des Entscheidungshilfesystems entwickelt wurden (Argent, 2004; Matthies et al., 2007; Worm et al., 2010; van Delden et al., 2007; McIntyre and Wheeler, 2004; Quinn et al., 2005). Eine andere Möglichkeit, Systemzustände im Entscheidungshilfesystem zu beschreiben, besteht darin, anstatt der Modelle nur die Ergebnisse für eine definierte Menge an Szenarien zu integrieren. Der Vorteil eines solchen Vorgehens ist die Geschwindigkeit, mit der das Ergebnis einer Anfrage an das Entscheidungshilfesystem zur Verfügung gestellt werden kann, da keine Rechenzeit mehr notwendig ist. Weiterhin erhöht es die Stabilität des Systems, da keine Abstürze des oder der Modelle beispielsweise durch falsch gewählte Parameterkombinationen auftreten können. Insgesamt wird der Aufwand für die Bedienbarkeit des Systems deutlich gesenkt. Ein Nachteil einer solchen Variante ist die eingeschränkte Flexibilität gegenüber den gestellten Anfragen. Möglicherweise wurde das gewünschte Szenario nicht vorbereitet und die Auswirkungen können mit dem System nicht betrachtet werden. In diesem Fall könnte eine Kombination beider genannten Vorgehensweisen gewählt werden, d.h. das fehlende Szenario wird berechnet, wobei ein detailliertes Wissen der Anwender bezüglich des Modells vorhanden sein muss.

Die Ergebnisse werden im Entscheidungshilfesystem im Bereich des Hochwasserrisikomanagements oft in Form von Karten präsentiert. Dazu müssen die raumbezogenen Ergebnisse der hydraulischen und Schadstofftransportmodelle im Entscheidungshilfesystem zunächst in geeigneter Form vorliegen. Diese Umwandlung erfolgt durch spezifische Schnittstellenprogramme, die jeweils der Vielfalt der vorhandenen Modelle angepasst werden müssen (Argent, 2004).

3. Folgerungen aus der Literaturanalyse

3.1. Hypothesen

Um die Ergebnisse von Hochwassermodellen (Hydraulik und Sedimenttransport) in der Praxis für Szenario- oder Prognoseberechnungen nutzen zu können, sind gute und ausreichende Daten oder alternative Validierungstechniken notwendig. Aufgrund der im Kapitel 2 dargestellten Defizite werden die folgenden Hypothesen formuliert:

1. *Durch eine detaillierte, räumlich verteilte Erhebung von (unscharfen¹) Flutmarken nach einem Flutereignis lassen sich 2D-Überflutungsmodelle mit hinreichender Genauigkeit für den operationellen Einsatz kalibrieren.*

Für die Koordinierung von Einsatzkräften des Katastrophenschutzes kann das 2D-hydrodynamische Modell mit ausreichender Genauigkeit die räumliche und zeitliche Verteilung der Wasserstände vorhersagen. Dies ist nur mit einem gut kalibrierten Modell basierend auf einer soliden räumlich verteilten Datenbasis von Flutmarken und/oder Überschwemmungsgrenzen möglich.

2. *Im Oberboden gemessene Schwermetallkonzentrationen können als Tracer für ein Sedimenttransportmodell für kohesive Sedimente in der Fläche genutzt werden. Mit entsprechend räumlich verteilten Daten kann das Modellergebnis mit Hilfe eines semi-quantitativen Verfahrens auf Plausibilität geprüft werden. Es besteht ein Zusammenhang zwischen berechneten Sedimentationsraten und im Oberboden gemessenen Konzentrationen der als Tracer genutzten Schwermetalle.*

Mit dieser Methode kann man unabhängig von der ereignisbezogenen Datenerhebung arbeiten, was den großen Vorteil hat, dass Flächen, für die ein Interesse an einer Prognose besteht, kontinuierlich und ereignisunabhängig untersucht werden können, um Daten für die Modellierung zu erheben. Diese neue Methode kann unterstützend zu allen ereignisbezogenen Methoden (z.B. Sedimentmatten) genutzt werden.

¹Unter unscharf soll hier verstanden werden, dass es sich bei diesen Marken nicht um offizielle, amtliche Wasserspiegellagemessungen handelt. Beispiele hierfür sind von den Bewohnern von überschwemmten Häusern angebrachte Markierungen, sogenannte Waschmarken am Putz von Häusern, Gedenksteine, Geschwemm-sellinien oder auch Eisritzungen an Baumrinden. Diese Marken können im Nachhinein eingemessen werden.

3. *Es gibt eine optimale Gittergröße für die Modellierung urbaner Gebiete, bei der die Modellunsicherheiten minimal sind. Für die Akzeptanz von 2D-Hochwassermodellen in Entscheidungshilfesystemen ist die Bestimmung dieser optimalen Gittergröße und der damit verbundenen Modellunsicherheit unabdingbar.*

In urbanen Gebieten müssen hierzu optimale Gittergrößen festgelegt werden. Mit dieser optimalen Gittergröße wird ein Kompromiss zwischen Unsicherheit bei der Vorhersage von Wasserständen und Rechenzeit gefunden. Unter dem Aspekt der praktischen Verwertung der Szenarienrechnungen ist es notwendig, die Auswirkungen von Unsicherheiten in Eingangsdaten, Modellparametern und Modellstruktur auf die Ergebnisse zu quantifizieren. Die Unsicherheiten bei der Transportmodellierung sind dabei wesentlich größer als bei den hydraulischen Berechnungen.

Aus den Hypothesen ergibt sich folgendes Hauptziel dieser Arbeit: Es ist ein zweidimensionales hydraulisches Modell und ein Sedimenttransportmodell als Grundlage für ein Schadstoffausbreitungsmodell zu erstellen, damit Simulationen durchzuführen, die Ergebnisse zu analysieren und diese in ein Informationssystem zur stoffbezogenen Risikoanalyse und -bewertung extremer Hochwasserereignisse zu integrieren.

3.2. Lösungsansatz der Arbeit

Zur Überprüfung und Belegung der im vorherigen Abschnitt 3.1 formulierten Hypothesen wurde zunächst im Rahmen einer Fallstudie ein entsprechendes 2D-hydrodynamisches Modell aufgebaut. Als Software wurde TELEMAC2D eingesetzt (Hervouet, 2007). Die Fallstudie wurde im Einzugsgebiet der Vereinigten Mulde unterhalb des Muldestausees durchgeführt. Das Gebiet ist durch historische Belastungen durch die dort seit 100 Jahren ansässige chemische Industrie und den Braunkohletagebau geprägt. Für eine Überflutungsfläche von 45 km² wurden für die sich darin befindlichen Städte Bitterfeld-Wolfen, Greppin, Raguhn und die überfluteten Auegebiete der Strömungsverlauf und die Wasserspiegellagen detailliert beschrieben. Die dazu notwendigen Daten wurden aufbereitet und in das Modell integriert. Um die Datenbasis für die Kalibrierung des Modells aufzubauen, wurden in Bitterfeld, Jeknitz und Raguhn Flutmarken vermessen. Mit Hilfe dieser Daten, ergänzt durch Überflutungsgrenzen, die von digitalisierten Luftbildern aufgenommen wurden, wurde das hydraulische Modell für das beobachtete Extremhochwasser kalibriert. Weitere Szenarien wurden berechnet und diskutiert.

Parallel zum hydraulischen Modell wurde ein Schadstofftransportmodell implementiert, das auf den Ergebnissen der hydraulischen Modellierung basiert. Als Software wurde SUBIEF2D

als Teil des TELEMAC-Systems genutzt. Um den Beitrag der kleineren Hochwässer zum Eintrag von Schadstoffen in Flussauen zu simulieren und die Validierung des Depositionsmodells mit Konzentrationen aus dem Oberboden zu demonstrieren, wurde aus den verschiedenen Szenarien ein 10-jährliches Hochwasser ausgewählt.

Die Auswirkungen von Unsicherheiten in den Rand- und Anfangsbedingungen des hydraulischen Modells sowie des Transportmodells wurde mit Hilfe von Parameterstudien und Sensitivitätsanalysen untersucht. Der Einfluss von Ungenauigkeiten im Höhenmodell und der Einfluss der Gittergröße des Finite-Elemente-Gitters wurde in separaten Analysen betrachtet.

Die Schadstoffmodellierung ist in den Aufbau eines Entscheidungshilfesystems eingebettet. Die Ergebnisse der hydraulischen Modellierung und der Transportmodellierung wurden unabhängig voneinander in das Entscheidungshilfesystem eingebunden. Dadurch ist es möglich, das Entscheidungshilfesystem für rein hydraulische als auch für rein stoffliche Fragestellungen nutzen zu können. Die Ergebnisse des verwendeten Modells liegen in einem Binärformat vor, das von üblichen GIS nicht gelesen werden kann. Da es sich um eine Vielzahl von Zustandsgrößen handelt (Wasserstände, Fließgeschwindigkeiten, Sedimentationsraten, partikuläre Konzentrationen von Schwermetallen (Blei, Zink, Cadmium), Arsen und organische Stoffverbindungen (HCH)), die für 12 Szenarien berechnet wurden, musste eine neue Schnittstelle entwickelt werden. Es wurde ein entsprechendes neues MATLAB Werkzeug programmiert, das es erlaubt, aus den binären Ergebnissen des verwendeten Modellsystems für beliebige Zeitschritte GIS-fähige Formate zu exportieren. Unter Berücksichtigung aller Szenarien, hydraulischer Komponenten und Stoffkomponenten, umfasst das Entscheidungshilfesystem 776 abrufbare Einzellayer, die nach entsprechender Auswahl in Kartenform abgerufen werden können und die Grundlage für eine Risikobewertung bilden.

4. Untersuchungsgebiet, Datengrundlage, Szenarien und Randbedingungen

In diesem Kapitel wird kurz auf den Projektrahmen der Arbeit eingegangen und das ausgewählte Gebiet vorgestellt, in dem die Hypothesen getestet wurden. Es werden die für die Modellierung der Strömungsverhältnisse und des Schwebstofftransports notwendigen Datengrundlagen und die während der Aufbereitung notwendigen Arbeitsschritte beschrieben. Eine Übersicht der zur Kalibrierung und Validierung genutzten Daten findet sich ebenfalls.

4.1. Einbettung der Arbeiten in einen Projektrahmen

Ein großer Teil der Arbeit war in ein vom BMBF gefördertes Projekt des Förderschwerpunktes “Risikomanagement extremer Hochwasserereignisse“ (RIMAX) eingebettet (Merz et al., 2011; Tümpling v. et al., 2009). Die Strukturen des Förderschwerpunktes erleichterten insbesondere die Beschaffung der topographischen Grundlagendaten. Das Ziel des geförderten Projektes “Entwicklung eines Schadstoffausbreitungsmodells zur stoffbezogenen Risikoanalyse und -bewertung extremer Hochwasserereignisse am Beispiel des Landkreises und der Stadt Bitterfeld - SARISK“ bestand in der Entwicklung eines internetbasierten Entscheidungshilfesystems für den genannten Bereich (Tümpling v. et al., 2006; 2009). Im Rahmen des Projektes wurden von den Praxispartnern vom Landkreis und der Stadt Bitterfeld, vom Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (LHW) sowie vom Landesanstalt für Altlastenfreistellung (LAF) alle zur Projektbearbeitung benötigten Daten zur Verfügung gestellt.

4.2. Untersuchungsgebiet

Das in der Fallstudie betrachtete Gebiet mit dem Industriestandort Bitterfeld-Wolfen und der sich nördlich anschließenden Muldeau ist historisch und landschaftlich interessant. In der früheren DDR war es ein Hauptstandort der chemischen Industrie, von dem eine riesige Umweltverschmutzung ausging. Deren Folgen sind noch heute in den Sedimenten des Spittelwassers zu finden, weshalb das Gebiet auch zu einem Schwerpunkt im Sedimentmanagementkonzept des

Landes Sachsen-Anhalt bestimmt wurde (LHW Sachsen-Anhalt, Gewässerkundlicher Landesdienst, 2013). Die Landschaft um Bitterfeld-Wolfen ist geprägt vom Braunkohletagebau. 1975 entstand der Muldestausee durch die Flutung des stillgelegten Tagebaus Muldenstein mit dem Wasser der Mulde. Deren Flussbett wurde verlegt, um im Gebiet der Goitzsche Braunkohle abbauen zu können. Aus diesem Tagebau ist der Goitzschensee entstanden, an dessen Ufern heute die Stadt Bitterfeld liegt. Der Goitzschensee wurde 2002 während des Hochwassers nach einem Deichbruch mit Muldewasser geflutet. In Bitterfeld entstand ein neuer Chemiapark, der nach dem Zusammenbruch der DDR nach einer umfassenden Sanierung auf dem Gelände der alten Chemiefabriken errichtet wurde.

Das Untersuchungsgebiet umfasst eine Fläche von rund 45 km² und erstreckt sich entlang der Mulde. Es reicht vom Unterpegel des Muldestausees (Muldekilometer 43.5) bis zum Pegel Priorau (Muldekilometer 24) und wird durch die Grenzen der Überflutungsflächen des Augusthochwassers 2002 bestimmt. Das Kerngebiet bilden die unterhalb des Muldestausees in den potentiellen Überflutungsgebieten der Mulde gelegenen Industriestandorte Bitterfeld und Wolfen sowie weitere Ortschaften Jeßnitz, Greppin und Raguhn innerhalb der Muldeaue (Abb. 4.1).

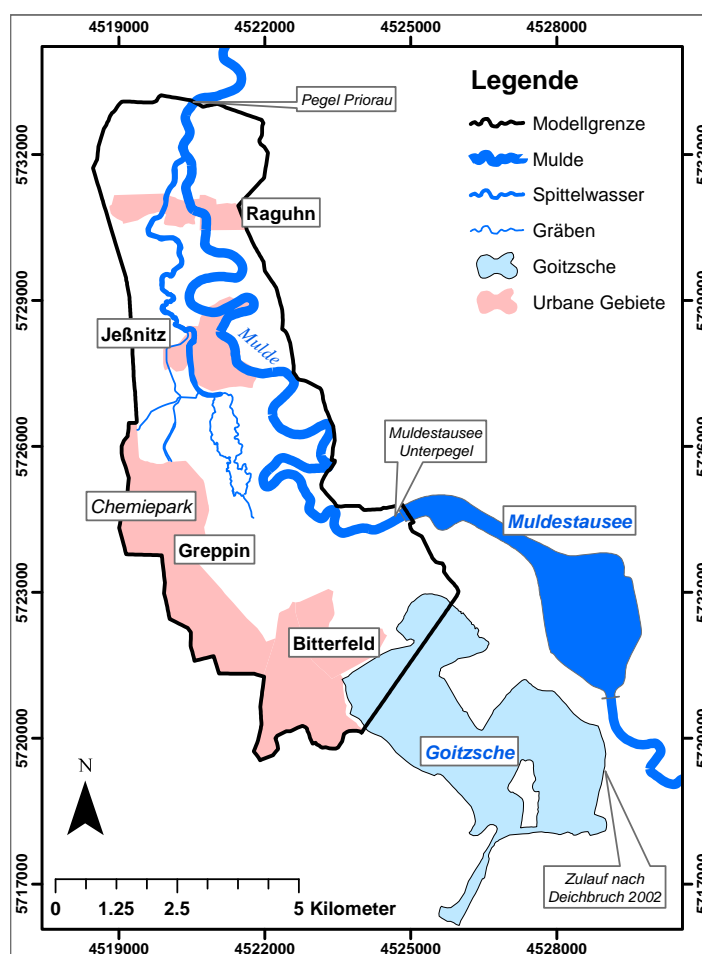


Abbildung 4.1.: Eine Übersicht über das Untersuchungsgebiet in der Muldeaue.

Das Untersuchungsgebiet wurde in verschiedenen hoch aufgelöste Modellgebiete aufgeteilt (Tab. 4.1 und Abb. 4.2). Die Auflösung der einzelnen Modellgebiete wurde durch die zu berechnenden Szenarien bestimmt. Der Anteil der Modellgebiete, der vom Auguthochwasser 2002 betroffen war, wurde durch Verschneiden mit den aus Luftbildern abgeleiteten Überschwemmungsflächen bestimmt (Haase et al., 2004) .

Tabelle 4.1.: Übersicht über die Aufteilung des Untersuchungsgebietes und den Anteil der überfluteten Fläche während des Hochwassers vom August 2002

Gebiet	Beschreibung	Fläche	Anteil überflutet	Auflösung
M1	Stadtgebiet Bitterfeld östlich der Leine bis zur Goitzsche	1.7	90%	hoch
M2	Stadtgebiet Bitterfeld westlich der Leine, östlich der Bahntrasse	2.9	10%	mittel
M3	Ausschnitt aus dem Stadtgebiet Bitterfeld	0.5	100%	hoch
M4	Muldeaue, begrenzt von B100 (Südosten), Muldedeich (Nordwesten) und Bahnlinie (Norden)	4.0	70%	niedrig
M5	das gesamte Rechengebiet: Muldeaue vom Muldestausee bis zum Pegel Priorau	45	95%	niedrig
M6	Chemiepark Bitterfeld östlich der Bahnlinie	1.9	nicht überflutet	mittel

4.3. Datengrundlagen

4.3.1. Basisdaten zur Generierung der Rechengitter

Zur Vorbereitung der Rechengitter innerhalb der Modellgebiete standen eine Reihe von Datenbeständen flächendeckend zur Verfügung. Alle Daten haben einen Raumbezug und wurden darum in einem geografischen Informationssystem (GIS) verwaltet. Es handelte sich sowohl von der Menge der Daten (Speicherung), von der Anzahl der einzelnen Dateien (Datenorganisation) als auch vom Detaillierungsgrad (Auflösung) um eine schwer zu überblickende Menge an Information. Um diese Information für die Modellbildung effizient nutzen zu können, wurden Informationsblöcke im 2 km x 2 km Raster angelegt, die sich an den Kacheln des Höhenmodelles orientierten. Während der Modellerstellung wurden 25 dieser 4 km² Kacheln prozessiert (Abb. 4.2).

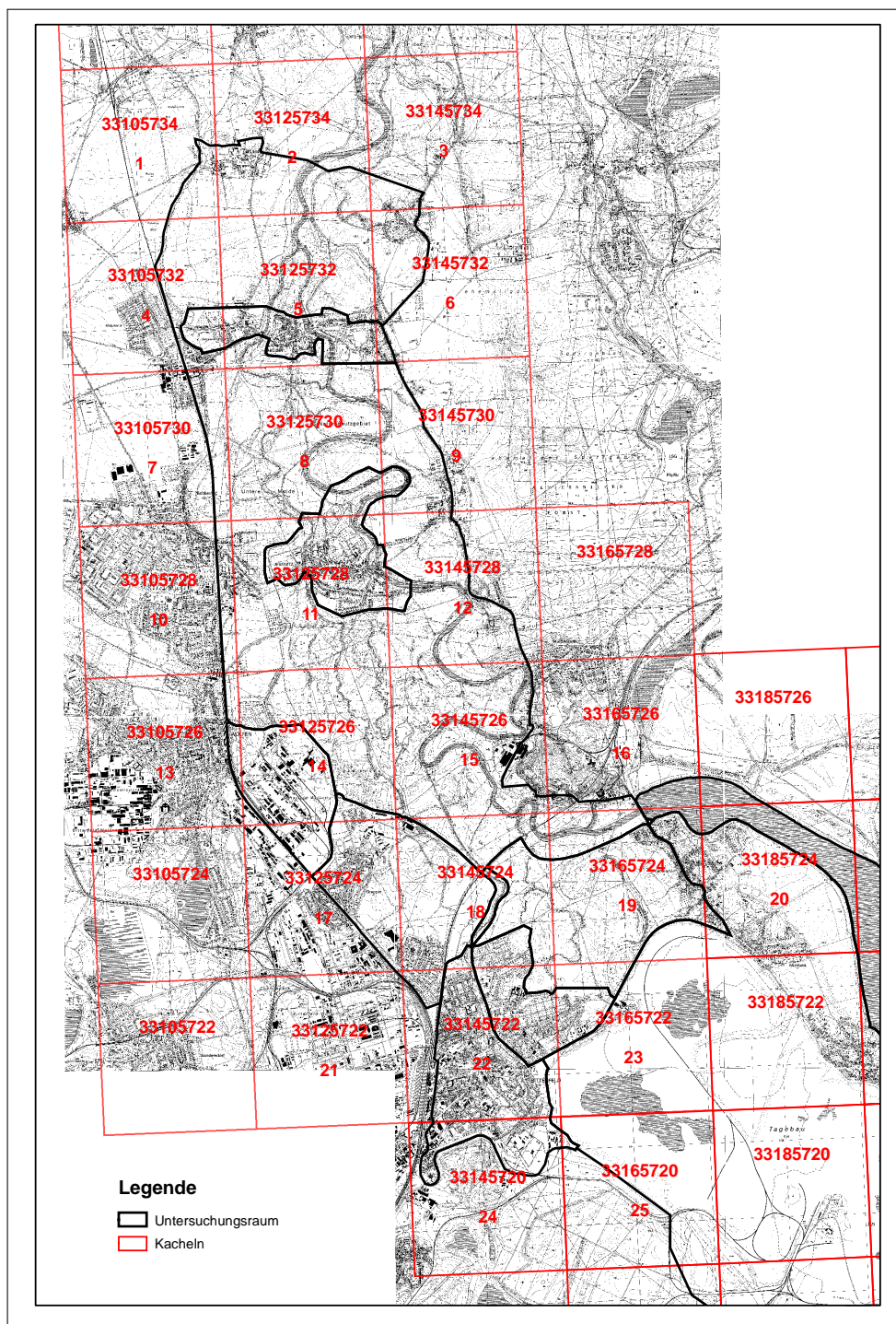


Abbildung 4.2.: Übersicht über die Lage der Kacheln im Untersuchungsraum. Diese zu verschiedenen Themen (topographische Karte, Höhenmodell, Orthofotos, Landnutzung) existierenden Übersichten ermöglichten einen effizienten Zugriff auf die jeweils benötigte Information über eine Filestruktur, in der die Namen der Dateien mit den Kacheln verlinkt war. Die dicken schwarzen Linien beschreiben die im Rengitter unterschiedlich hoch aufgelösten Modellgebiete (vgl. Tab. 4.1).

Im folgenden sollen die einzelnen Datenpakete kurz beschrieben werden. Anhand der Kachel 18 (vgl. Abb. 4.2) wird jeweils ein Beispiel illustriert.

Digitales Geländemodell (DGM) in 1 m Auflösung aus einer Laserscanningbefliegung

(Quelle: Landesamt für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (LHW LSA))

Die Höheninformationen stammen aus einer Laserscanningbefliegung und liegen in einer Auflösung von 1 m x 1 m vor (Abb. 4.3). Die Genauigkeit bezüglich der Höheninformation wurde mit ± 15 cm angegeben. Später wurden die Höhendaten auf das Rechengitter interpoliert (vgl. Abschnitt 4.4). Da das Rechengitter (Finite-Elemente Netz) eine deutlich gröbere Auflösung hat, wurden die Höhendaten auf das Rechengitter linear interpoliert. Zuvor wurden verschiedene Interpolationsmethoden untersucht. Dabei zeigte sich, dass die Interpolationsmethode (lineare Interpolation, kubische Interpolation, Methode der gewichteten inversen Entfernung) kaum voneinander abweichende Höhen an den Rechenknoten ergab. Der Einfluss des Interpolationsverfahrens ist geringer als der der Auflösung des Rechengitters.

Die Profile der Mulde wurden vom Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (LHW) zur Verfügung gestellt. Die digitale Form der Daten ließ eine direkte Verwendung von XYZ-Daten nicht zu. Es existierten Steuerdateien im WSPWIN Format sowie Grafiken im DXF bzw. DWG Format. Mit Hilfe letzterer wurden Koordinaten und Tiefen abgelesen. Aus diesen Daten wurden dann für die Abschnitte zwischen den drei Wehren (Greppiner Wehr, Wehr Jeßnitz, Wehr Raguhn) durchschnittliche Gefälle ausgerechnet und auf die Modellknoten der Muldesohle interpoliert.

Color Infrarot (CIR) Aufnahmen sowie RGB Bilder (LHW LSA)

Eine wesentliche Grundlage für den Aufbau des Modells bildeten Color Infrarot (CIR) Luftbilder, aufgenommen im Oktober 2001. Insbesondere für die Überprüfung der teilweise automatisch erzeugten Bruchkanten waren die Bilder sehr hilfreich (Abb 4.4).

Luftbildaufnahmen vom 15.8.2002, georeferenziert und aufgearbeitet innerhalb des adhoc-Hochwasserprojektes (Haase et al., 2004)

Kurz nach Passieren des Hochwasserscheitels in der Mulde wurden Schrägluftbilder (Abb. 4.5) aufgenommen, die zur Bestimmung der Überflutungsflächen und später zur Validierung des Strömungsmodells genutzt wurden. Die maximale Ausdehnung dieser Flächen wurde zur Definition des Rechengebietes genutzt.

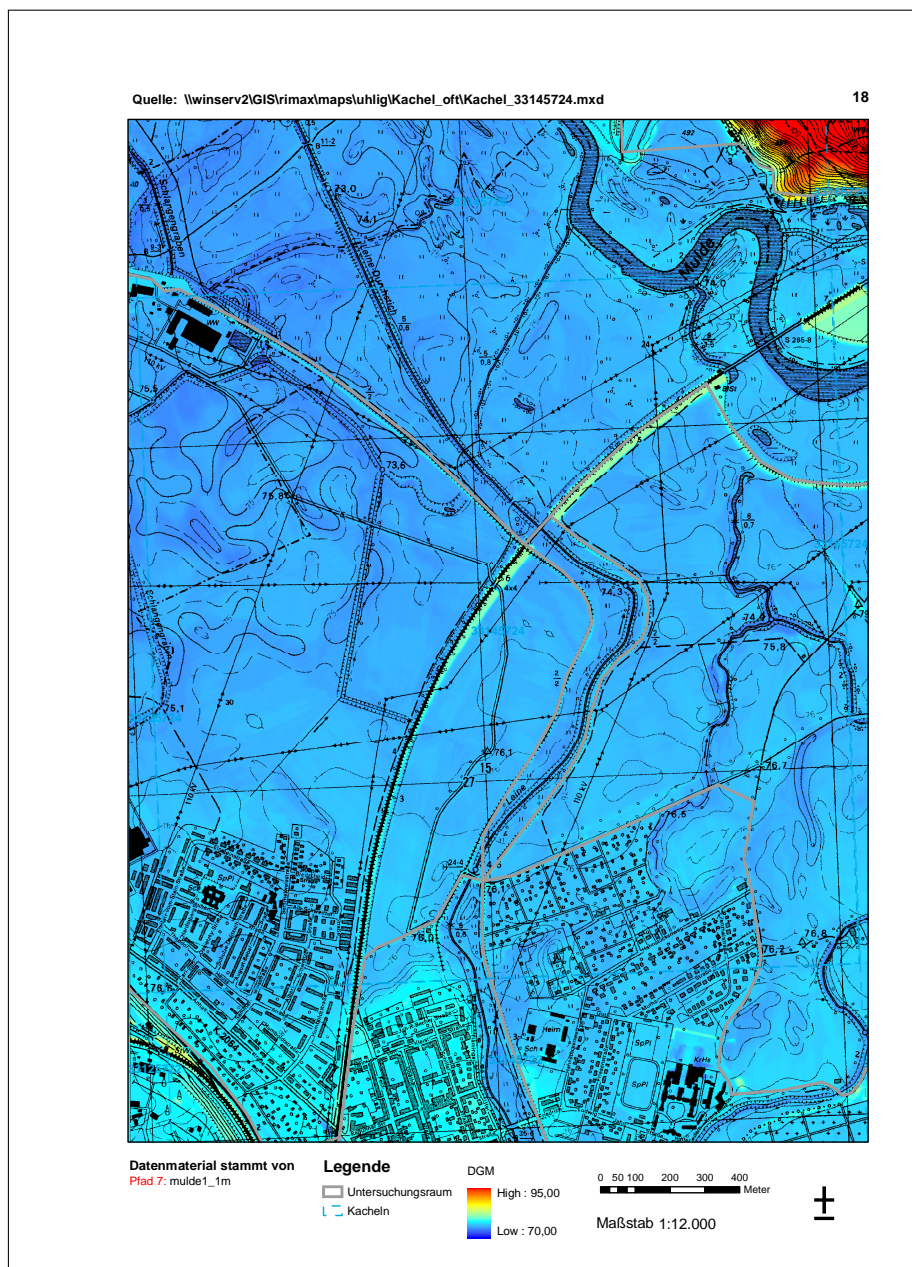


Abbildung 4.3.: Digitales Höhenmodell (Kachel 18) nördlich von Bitterfeld.

Biotoptypenkartierung (Peterson and Langner, 1992)

Mit Hilfe der Biotoptypenkartierung wurden den einzelnen Rechenelementen Rauheiten zugeordnet (Abb. 4.6). Die Oberflächenarten wurden dabei nach den Kategorien aus der Kartierung unterschieden (Tab. 4.2). Die Zuordnung erfolgte mit Literaturwerten aus Wallisch (1990).

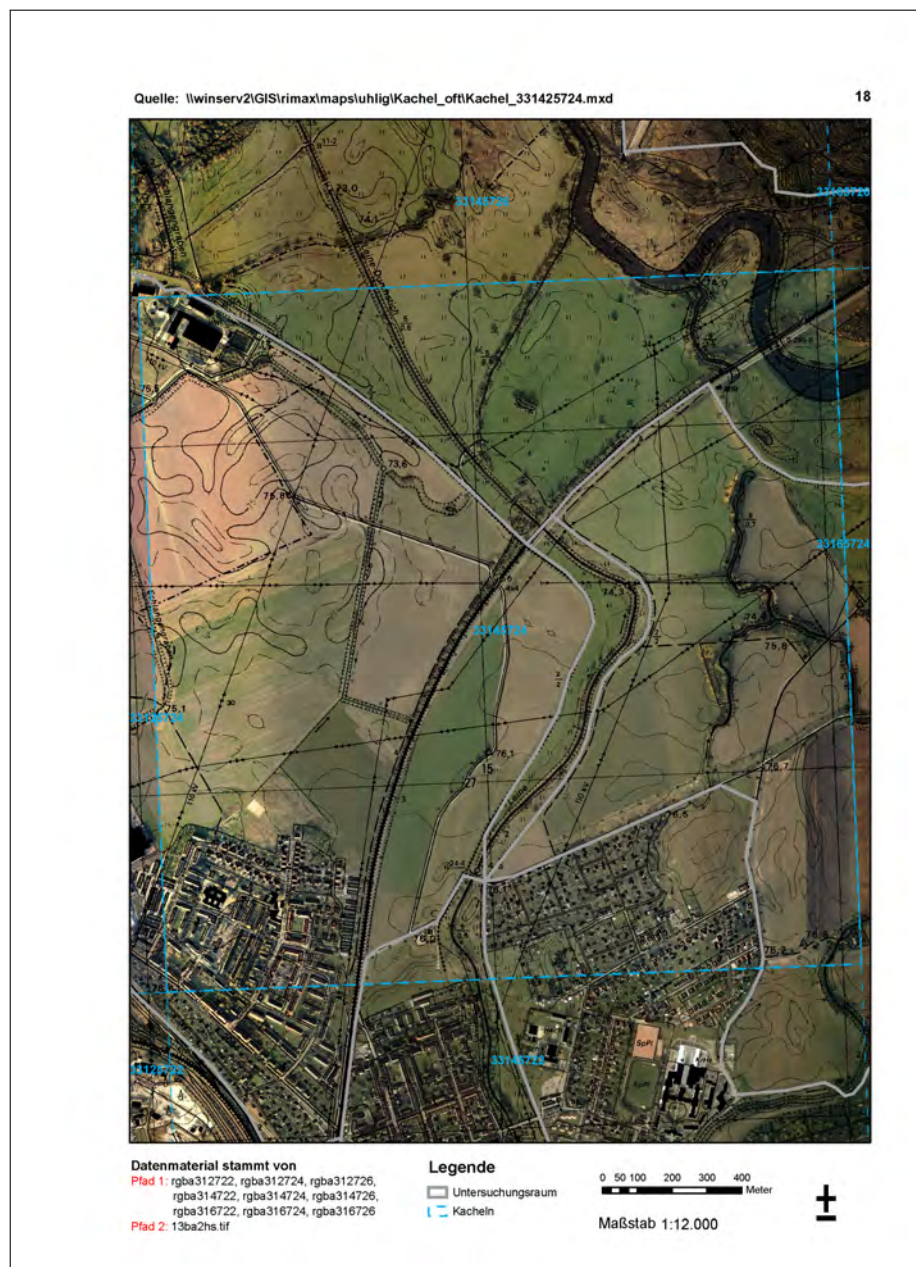


Abbildung 4.4.: RGB Luftbild (Kachel 18) nördlich von Bitterfeld.

Satellitenbild (Landsat-7ETM vom 20.8.2002, UFZ)

Das Satellitenbild zeigt die Überschwemmungsflächen und wurde zur Abgrenzung des Rechengebietes mit herangezogen.

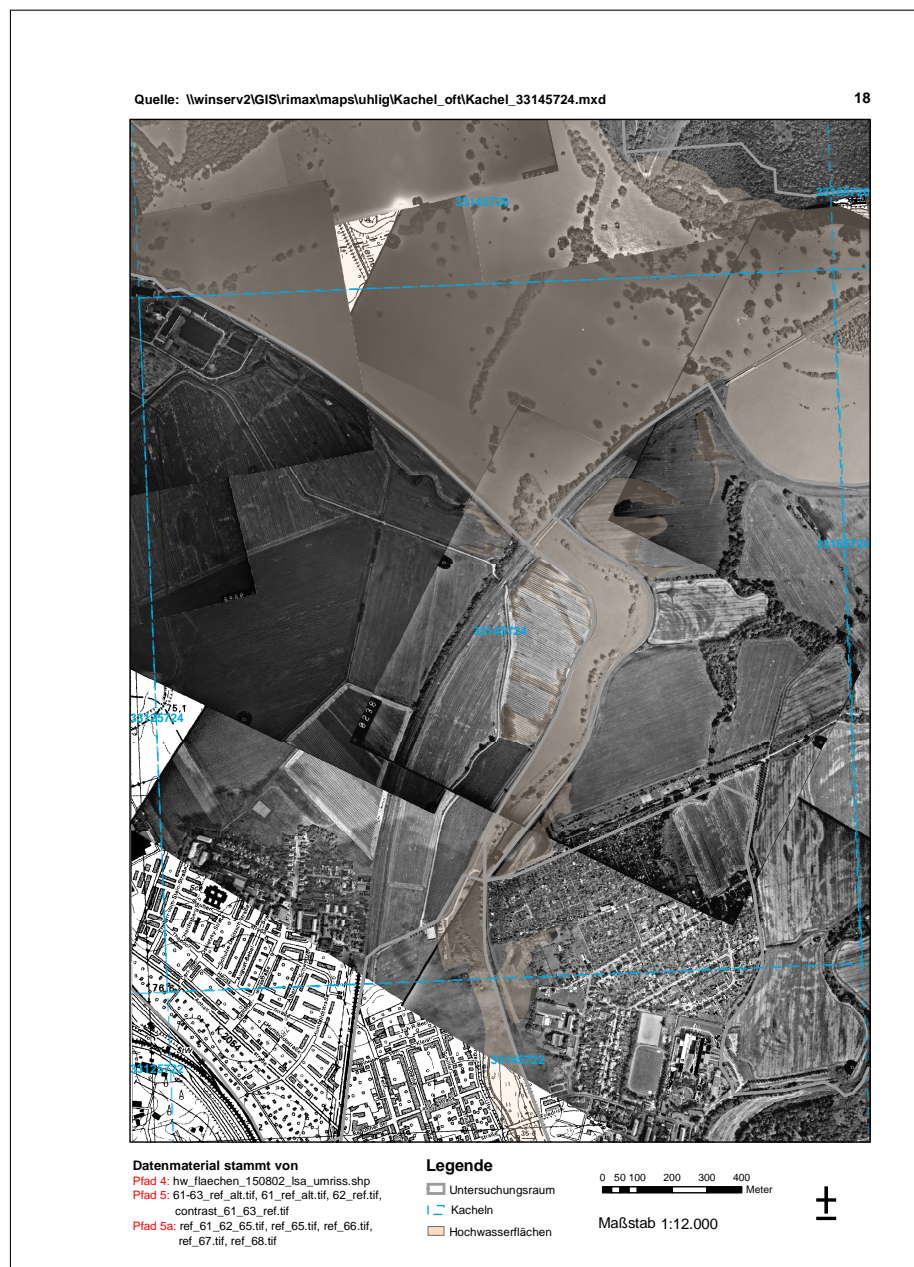


Abbildung 4.5.: Georeferenzierte Luftbilder mit Überflutungsflächen im Untersuchungsgebiet (Kachel 18, Haase et al. (2004)) .

Tabelle 4.2.: Zuordnung der Rauheiten zu den Biotoptypen (Wallisch, 1990)

Kurz	Bezeichnung	Rauheitsbeiwert (Strickler)
W	Wald	10
H	Gehölz	12,5
K	Krautige Vegetation	25 - 30
G	Gewässer	30 - 38
F	Vegetationsfreie Fläche	50
A	Acker, Garten	25 - 33
B	Weinbau	67

GIS Grundlagendaten und Deichhöhen sowie geplante Deichhöhen¹ (LHW LSA)

Digitale topographische Karten in verschiedenen Maßstäben wurden zentral von der RIMAX Koordinierungsstelle zur Verfügung gestellt und standen auf Grundlage der TK10 für das gesamte Gebiet zur Verfügung. Zusätzlich wurden digitalisierte Deichlinien und der digitalisierte Lauf der Mulde bereit gestellt. Die aktuellen und geplanten Deichhöhen wurden zur Beschreibung des Ist-Zustandes und zu Szenariorechnungen genutzt. Dabei betrugen die Unterschiede zwischen den Deichhöhen bis zu einem Meter.

Gebäudeumrisse und Straßen in Bitterfeld

Diese Daten wurden vom Katasteramt der Stadt Bitterfeld bereit gestellt und bildeten die Grundlage für ein hochaufgelöstes Modell im Stadtgebiet (Abb. 4.7).

4.3.2. Daten für das Sediment- und Stofftransportmodell

Zur Berechnung der Sedimentationsraten wurden als effektive Kalibrierungsparameter die Sinkgeschwindigkeit und die kritischen Sinkgeschwindigkeiten für Sedimentation und Erosion aus Literaturwerten bestimmt (Schulz et al., 2009). Für die Abschätzung der Belastung im Oberboden standen Schwermetallkonzentrationen für Arsen, Zink und Cadmium aus den Jahren 1992 und 1993 zur Verfügung (Abb. 4.1). Eine Übersicht über die statistischen Kennzahlen zeigt Tabelle 4.3. Diese punktförmigen Informationen wurden mit einem Krigingverfahren auf die Fläche interpoliert (Schulz et al., 2009) und dienten als Anfangsbedingung für die Konzentration der mit den Schwebstoffen transportierten Schwermetalle. Die Anfangskonzentrationen am Einströmrund (Randbedingungen) basieren auf wenigen Messungen während eines Frühjahrshochwassers 2006 (ca. HQ10) und wurden jeweils an die Bedingungen der Szenarien

¹Zur Laufzeit des Projektes befanden sich die Deichhöhen in Planung. Inzwischen sind alle Vorhaben im betrachteten Gebiet realisiert worden.



Abbildung 4.6.: Verteilung und Zuordnung der Rauheiten (Kachel 18, für die Stricklerbeiwerte vgl. Tab. 4.2).

angepasst. Die damit verbundenen Unsicherheiten im Ergebnis wurden mit einer Sensitivitätsanalyse abgeschätzt (vgl. Abschnitt 5.4.2 sowie Schulz et al. (2009)). Die gleichen Aussagen treffen für Validierungsdaten zu. Es standen nur sehr wenige Messungen zur Verfügung, die zur Kalibrierung oder Validierung hätten genutzt werden können. Dabei handelt es sich um

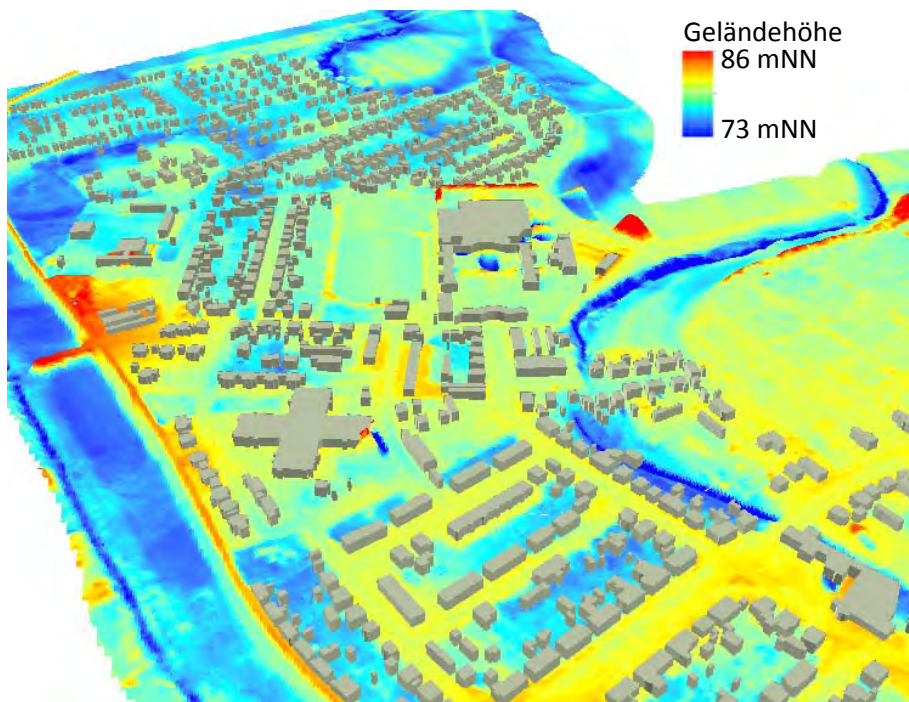


Abbildung 4.7.: Digitales Höhenmodell im Bereich Bitterfeld mit Gebäudegeometrie (überhöht).

punktuellen Messungen mit Sedimentfallen, die während des Frühjahrshochwassers 2006 ausgelegt wurden. Die gemessene Sedimentationsrate für vier Mattenstandorte liegt zwischen 200g/m^2 und 1kg/m^2 . Diese Werte mögen in der Spanne repräsentativ für das gesamte Gebiet sein, jedoch nicht für die räumliche Ausdehnung. Da keine anderen als diese Mattenwerte zur Verfügung standen, wurde das Sedimentationsmodell anhand der wenigen gemessenen Sedimentationsraten kalibriert. Dies war die Motivation für die Entwicklung einer alternativen Methode der semi - quantitativen Validierung der Modellergebnisse, die in Abschnitt 5.4.2 vorgestellt wird.

Tabelle 4.3.: Statistische Übersicht über die Konzentrationen von Arsen, Cadmium und Zink in Bodenproben des Untersuchungsgebietes ($n=126$), basierend auf Messungen aus 192 und 1993 (Quelle: Umweltamt des Landkreises Bitterfeld-Anhalt).

Element	Minimum mg/kg	Maximum mg/kg	Median mg/kg	Standardabweichung -
As	9,5	340	70	62,8
Cd	0,1	17,5	1,3	3,1
Zn	3	1067	268	255

4.3.3. Daten zur Validierung des hydraulischen Modells

Das größte Problem bei der Modellierung extremer Hochwässer ist, wie im Abschnitt 2.1.4 beschrieben wurde, der Mangel an geeigneten Daten zur Kalibrierung und Validierung. Im Rahmen dieser Arbeit wurden in den Ortschaften Bitterfeld, Raguhn, Jeßnitz und Priorau 55 Flutmarken eingemessen, die den Höchststand der Fluten in den Orten dokumentieren. Von diesen Flutmarken wurde eine Fotodokumentation angefertigt. Die Flutmarken sind relativ einfach zu finden und stehen flächendeckend zur Verfügung. Dabei wird die relative Höhe der Marke sowie die Lage aufgenommen. Später werden die relativen Höhen mit Hilfe des Höhenmodells in mNN umgerechnet. Es ist nun möglich, verschiedene Informationsquellen (Luftbildaufnahmen vom Hochwasser, Flutmarken) zusammenzubringen, und die Ergebnisse des hydraulischen Modells zu bewerten. Die Bewertung kann nur für den Hochwasserscheitel gegeben werden. Der dynamische Verlauf kann nur auf Plausibilität geprüft werden, da eine zeitliche Erfassung der Wasserstandsentwicklung im Nachhinein nicht möglich ist. Für den Katastrophenschutz, Unternehmen und die Bürger ist dies jedoch ausreichend, ist doch von größtem Interesse, ob ein bestimmtes Gebäude oder Gelände bei einem bestimmten Pegelstand unter Wasser steht oder nicht. Wenn dann noch eine zu erwartende Höhe abgeschätzt werden kann, ist zumindest bei rechtzeitiger Vorwarnung eine Sicherung von Maschinen, Anlagen, Hausrat, Heizungsanlagen und anderen beweglichen Dingen möglich. Der Vergleich der Flutmarken untereinander zeigt, ob die Messungen plausibel sind (Abb. 4.8). So sollten die Marken grob das Wasserspiegellagengefälle wiedergeben und Marken, die nicht weit voneinander entfernt liegen, sollten gleiche Höhen im Rahmen der Messgenauigkeit haben. In diesem Sinne unplausible Messungen können nicht zur Kalibrierung genutzt werden. Der geschätzte Messfehler liegt bei 15 cm. Er ist damit vergleichbar mit dem des digitalen Höhenmodells und kann im Gesamtkontext der 2D-hydraulischen Modellierung in urbanen Räumen als gering bezeichnet werden. Als Flutmarken nach Ablauf des Hochwassers können unterschiedliche Informationen im Gelände bzw. in Ortschaften genutzt werden. Beispielsweise sind nach dem extremen Hochwasser an der Elbe im Juni 2013 an Hecken und Bäumen die Wasserstände sehr gut zu rekonstruieren, da sich der mitgeführte Schwebstoff deutlich auf den Blättern abgelagert hat. Aufgrund des geringen Niederschlags sind diese Marken auch einen Monat nach Ablauf der Flut gut zu erkennen. Oftmals hinterließ das strömende Wasser seine Spuren am Außenputz von Gebäuden, die weithin sichtbar den Maximalwasserstand kennzeichnen (Abb. 4.9). Gedenksteine und angebrachte Tafeln an Wohngebäuden sind ebenfalls häufig in den betroffenen Gebieten zu finden und können als ‘weiche’ Informationen bei der Validierung von entsprechenden Modellen genutzt werden.

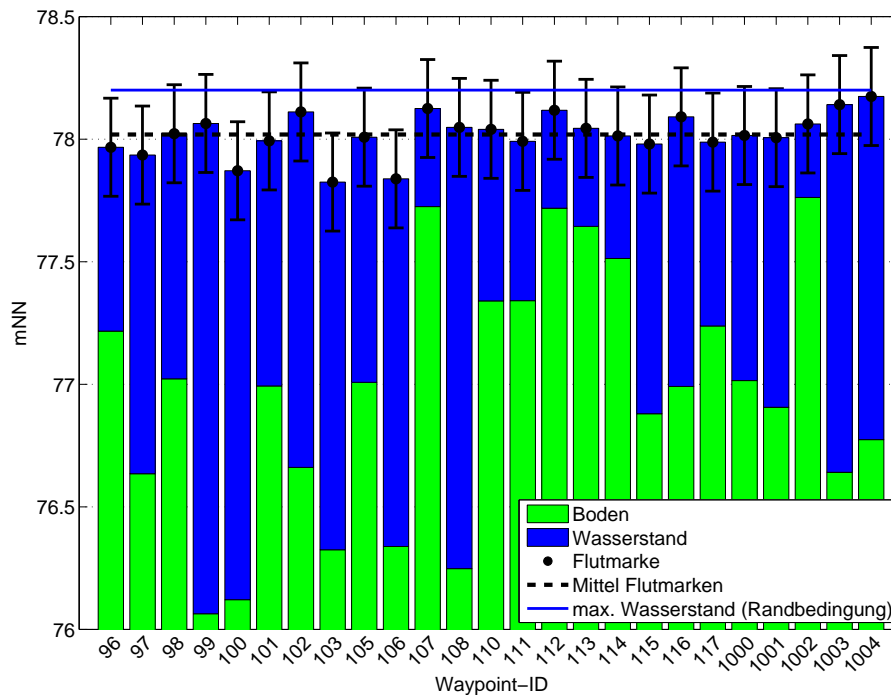


Abbildung 4.8.: Flutmarken in Bitterfeld. Die Überflutungshöhen liegen zwischen 0,3 m und 2 m abhängig von der Geländehöhe. Die mittlere Höhe der Flutmarken liegt bei 78,1 mNN, knapp 10 cm unter dem Höchststand des Pegels des Goitzschesees, der als Randbedingung in das Modell einging.

4.3.4. Literaturdaten zur Überprüfung der Methode der semi-quantitativen Validierung von berechneten Sedimentationsraten

Die Methode der semi-quantitativen Validierung von berechneten Sedimentationsraten (vgl. Abschnitt 5.4.2) wird auch mit Daten aus der Literatur überprüft (Middelkoop, 2002). Diese Daten sollen an dieser Stelle eingeführt werden. Dabei handelt es sich um gemessene Schwermetallkonzentrationen aus 28 Sedimentkernen aus Überflutungsflächen der Nebenflüsse des Unterrheins. Die Probenahmestellen unterscheiden sich in ihrer Entfernung zum Flusslauf, in ihrer Überflutungshäufigkeit und charakterisieren typische Eigenschaften von Flussauen. Die Konzentrationen wurden von Middelkoop (2002) übernommen und sind in Tabelle 4.4 zusammen mit modellierten Sedimentationsraten dargestellt. Diese wurden mit Hilfe eines vertikalen 1-D-Modells und der gemessenen Konzentrationen berechnet und liegen zwischen 0,1 mm und



Abbildung 4.9.: Jeßnitz, Kirche am Halleschen Tor. Sehr gut sind links die Waschmarken am Putz der Kirche und des Pfarrhauses zu erkennen (gestrichelte Linie). Rechts ist die Lage der Messpunkte auf dem RGB Orthofoto (oben) und auf den georeferenzierten Schrägluftbildaufnahmen (unten) dargestellt. Hier wurden Wassertiefen zwischen 1,15 m in Richtung der Straße und 1,90 m im Bereich der Kirche gemessen. Der Deich befindet sich unmittelbar hinter der Kirche und wurde inzwischen um ca. 1 m erhöht.

12 mm pro Jahr (Abb. 4.10). Das eindimensionale Modell nutzt angenommene jährliche Sedimentablagerungen und die gemessenen Konzentrationen von Kupfer, Blei und Zink als Werte zum Kalibrieren des Modells und ermittelt eine Tiefenverteilung der Schwermetallkonzentration. Die Auflösung in der Bodentiefe beträgt 1 mm. Mittels inverser Modellierung wird die mittlere Sedimentationsrate über das gesamte Profil so bestimmt, dass die mittlere quadratische Abweichung zwischen den gemessenen und modellierten Konzentrationen minimal wird (Abb. 4.10). Beginnend mit dem Jahr 1800 wiederholt das Modell folgende zwei Schritte für jedes Jahr bis 1990:

1. Eine angenommene Deposition [mm] mit der zugehörigen Konzentration [mg/kg] wird zu der obersten Sedimentschicht addiert.

2. Anschließend findet ausgehend von der obersten Schicht ein Mischungsprozess statt, der zu einer vertikalen Vermischung der Schwermetallkonzentration führt.

Tabelle 4.4.: Literaturdaten (Middelkoop, 2002): Modellierte Sedimentationsraten und gemessene Elementkonzentrationen für Sedimentkerne in Überflutungsflächen von Nebenflüssen des Unterrheins

Sedimentkern	Sedimentationsrate	Zn	Pb	Cu
	mm/Jahr	mg/kg	mg/kg	mg/kg
HU-1	3,3	800	250	90
HU-3	1,23	524	150	80
BH-1	1,12	550	150	80
VO-1	1,04	600	175	80
VO-2	0,64	400	100	50
KL-1	7,26	900	200	100
KL-2	11,55	800	200	100
WI-4	2,5	500	180	80
WI-5	5	700	150	80
SE-1	3	1000	210	100
SE-2	3,15	950	250	100
WP-1	1,86	450	130	80
WP-2	2,52	500	150	80
WP-3	2,75	650	180	100
WP-4	1,85	450	120	70
VP-1	10,45	450	150	80
BR-1	7	1000	300	130
BR-2	1,38	480	150	80
BR-3	3,5	950	300	100
BR-4	1,93	450	150	70
BR-5	1,2	450	150	70

Der Mischungsprozess beschränkt sich auf physikalische Eigenschaften. Chemische Remobilisierungsprozesse werden nicht betrachtet, da letztere die vertikale Verteilung nicht signifikant beeinflussen. Alle Modellannahmen werden in (Middelkoop, 2002) ausführlich diskutiert, hier sollen sie nur genannt werden: Es wurden konstante Sedimentationsraten für das jeweilige Profil für den gesamten Zeitrahmen (190 Jahre) angenommen. Die in das Modell eingehenden Konzentrationen stammen aus Sedimenten aus Teichen in den Überflutungsflächen, aus denen weitere ungestörte Sedimentkerne entnommen wurden, die mittels ^{210}Pb tiefendatiert

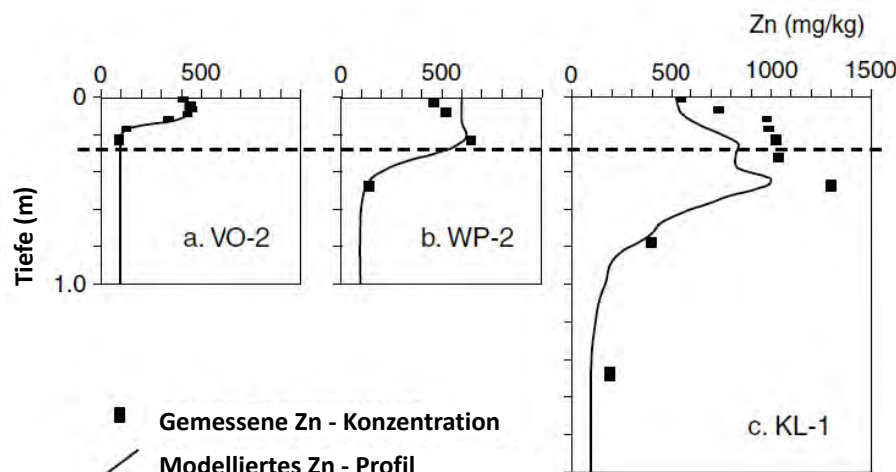


Abbildung 4.10.: Vertikale 1-D-Modellierung der Zink-Konzentration im Boden (Middelkoop, 2002). Mit Hilfe eines Mischungsmodells wird eine optimale Sedimentationsrate so bestimmt, dass der Abstand des modellierten Verlaufes zu den Messungen minimal wird. Modellierte und gemessene Werte sind gegenübergestellt für drei der 28 Probenahmestellen. Aus den gemessenen Konzentrationen wurde für die Anwendung der semi-quantitativen Validierung eine mittlere Konzentration aus den Werten oberhalb der gestrichelten Linie bestimmt.

wurden. Über die Tiefe der Kerne wurden die Konzentrationen bestimmt, von denen angenommen wurde, dass sie plausibel die Konzentrationsverhältnisse in den transportierten Schwebstoffen wiedergeben. Für die Modellierung des Mischungsprozesses wurde ein konzeptioneller Ansatz gewählt, der von einer Abnahme der Mischungsintensität mit der Tiefe ausgeht. Die Mischungsintensität wird dabei als tiefenabhängige integrierte Gauss-Funktion modelliert. Über ein Optimierungsverfahren werden die Parameter Mischungstiefe, Mischungsgradient, ein Skalierungsfaktor sowie die Sedimentationsrate bestimmt.

4.4. Diskretisierung des Gebietes für die numerische Berechnung

Die im Abschnitt 4.3 beschriebenen Daten wurden mit dem Softwarepaket JANET (smileconsult, 2013) zur Gittergenerierung genutzt (Abb. 4.11). Die Erstellung des Rechengitters wurde schrittweise realisiert. Dabei wurde sich an der Aufteilung des Gesamtgebietes in kleinere Gebiete orientiert (Tab. 4.1). Gebiete wie M1/4 und M5, die hydraulisch nicht verbunden sind, wurden unabhängig voneinander diskretisiert. Später wurden sie bei Bedarf an den Rän-

dern zusammengefügt und hydraulisch gekoppelt. In diesem Abschnitt sollen die notwendigen Arbeitsschritte zur Erstellung der Rechengitter M1/M4 und M5 beschrieben werden. Der Aufbau guter Rechengitter ist zeitaufwändig und erfordert Erfahrung (vgl. Abschnitt 2.1.4). Die Erstellung der Rechengitter erfolgt iterativ, angefangen von einer einfachen Vermaschung und groben Auflösung werden in das betrachtete Gebiet Bruchkanten (die Kanten der Elemente werden gezwungen, diesen linienhaften Strukturen zu folgen) eingefügt. In den interessierenden Gebieten wird die Auflösung erhöht. Testrechnungen mit dem numerischen Modell zeigen numerisch kritische Stellen auf.

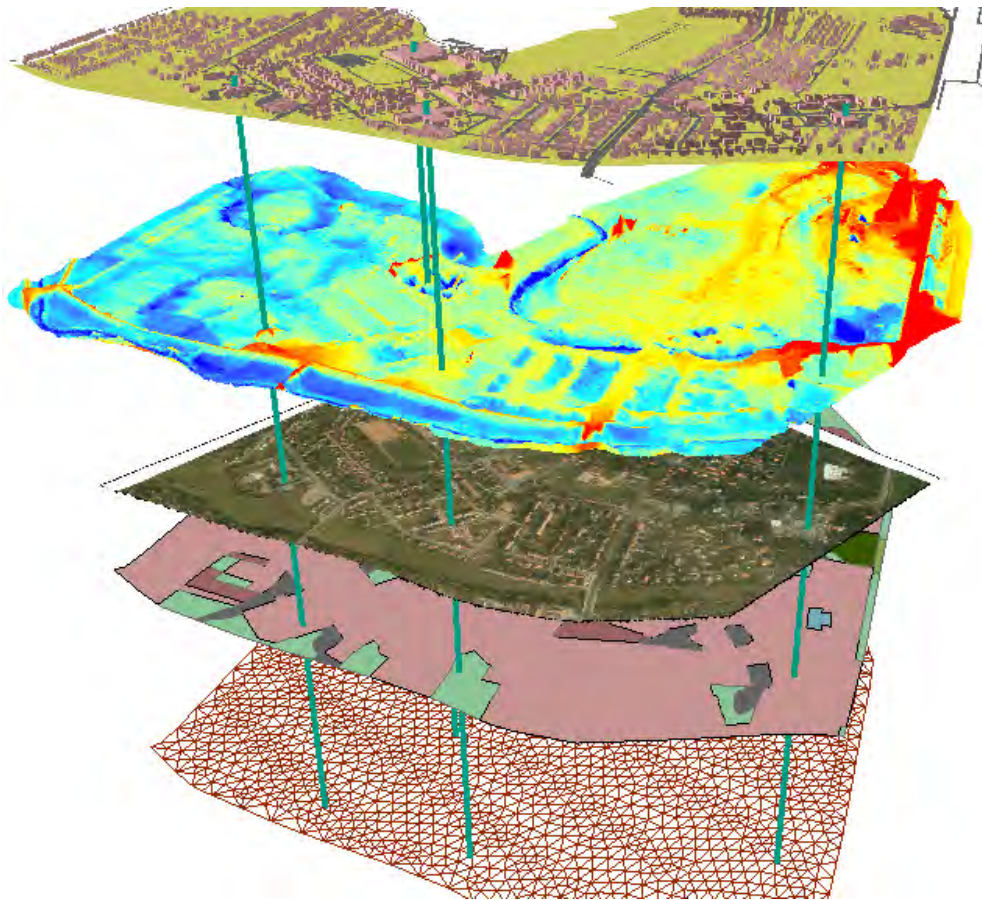


Abbildung 4.11.: Schematische Darstellung der Datengrundlagen. Die Layer von zeigen von oben nach unten: die Gebäudegeometrie, das Höhenmodell, die Infrarot Luftbilder, die Biotypenkartierung Nagel (2007), Finite Elemente Gitter

In einem ersten Schritt wurden die Modellgebiete M1 und M4 (Tab. 4.1) mit einem groben regelmäßigen Gitter diskretisiert. Das Gitter enthält ca. 4400 Elemente mit einer durchschnittlichen Elementgröße von 1250 m^2 . Anschließend wurde das Gebiet M1 feiner als M4 aufgelöst, weil es sich um das Stadtgebiet Bitterfeld handelt. Die Kantenlänge der Elemente beträgt

in M1 ca. 30 m, die Elementgröße $400 \text{ m}^2 - 700 \text{ m}^2$. Häuser und Straßen wurden jedoch noch nicht als Bruchkanten im FE-Netz berücksichtigt. Im nächsten Schritt wurden Häuser

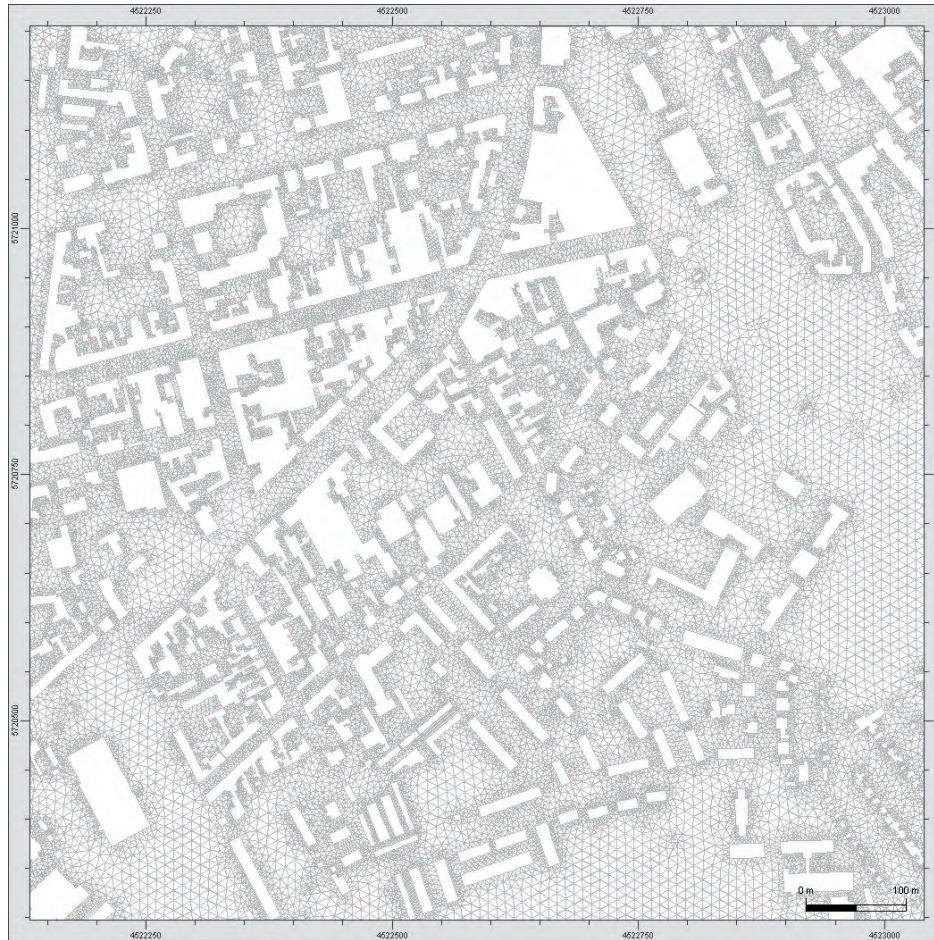


Abbildung 4.12.: Berücksichtigung der Gebäudegeometrie im FE-Netz

und Straßen in das Modellgebiet M1 integriert. Dies erforderte einen sehr hohen Aufwand bei der Netzgenerierung, da die automatische Generierung nachbearbeitet werden musste, um die Qualitätsanforderungen an das Rechengitter einhalten zu können. Abbildung 4.12 zeigt für einen Ausschnitt M3 des Modellgebietes M1, dass die Integration der Häuser und Straßen eine sehr große Anzahl von Knoten erfordert. Testrechnungen zeigten, dass die Rechenzeiten dadurch so stark anstiegen, dass im Rahmen des Projektes entschieden wurde, auf diesen Detaillierungsgrad zu verzichten. Um den Fließwiderstand der Häuser im Modell abzubilden, wurde darum für die Häuser der hydraulische Widerstand über die Zuweisung von entsprechend höheren Rauheitsbeiwerten realisiert, wie sie bei (Schubert and Sanders, 2012) beschrieben wurde (building resistance).

Anschließend wurde das Gebiet M5 diskretisiert. Das Gebiet M5 liegt zwischen Muldekilometer 43,5 (Muldestausee UP) und Muldekilometer 23,9 (Pegel Priorau) und wurde vom Auguthochwasser 2002 überflutet. Es wird im Westen durch die Eisenbahntrasse von Bitterfeld Richtung Dessau und im Osten durch die maximale Überflutungsfläche (Haase et al., 2004), im Süden durch die Deiche der Mulde und Leine und im Norden durch eine gedachte Linie in Höhe des Pegels Priorau begrenzt (Abb. 4.1). Das verwendete Rechengitter besteht

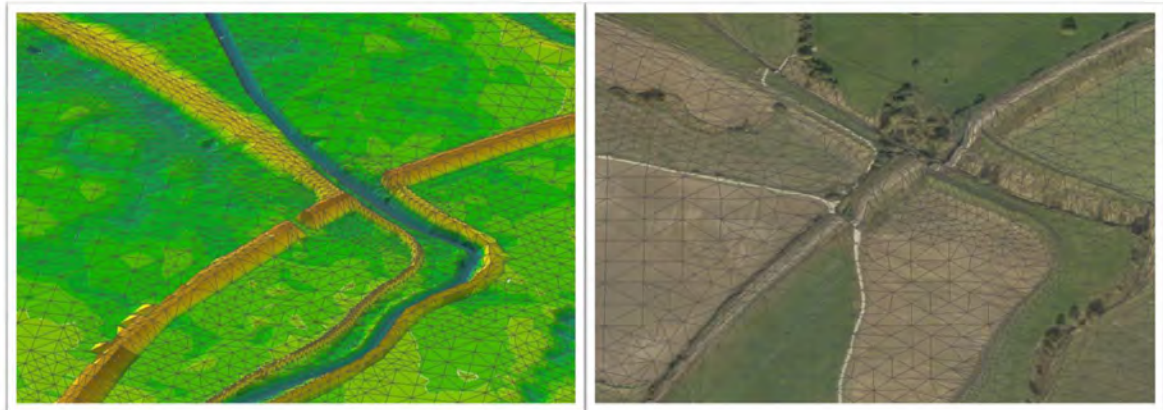


Abbildung 4.13.: Detail aus dem Finite-Elemente-Gitter im Bereich des Leinedeichs nordwestlich von Bitterfeld. Das Rechengitter wurde mit dem Höhenmodell (links, braun - Deich, blau - Leine) und dem RGB Orthofoto (rechts) überlagert.

aus ca. 50000 Dreieckselementen. Die mittlere Größe der Elemente beträgt 1250 m^2 (50-70 m Kantenlänge). Bei der Vermaschung des Gebietes wurden die folgenden Strukturen als Bruchkanten besonders berücksichtigt: der Flusslauf der Mulde, die Deiche, verschiedene Gräben, so der Leine-Durchstich (Zufluß der Leine in die Mulde), die Fuhne, Schachtgraben, Schlangengraben, Lobber, Spittelwasser, Verbindungskanal Mulde - Spittelwasser oberhalb von Raguhn sowie die drei Wehre Greppiner Wehr, Wehr Jeßnitz und Wehr Raguhn. Im Gebiet M5 wurden einige Strukturen nur vereinfacht abgebildet. So wurden die Häuser in Greppin, Raguhn und Jessnitz nicht wie im Gebiet M1 über die genauen Grundstücksdaten des Katasteramtes sondern über die Informationen aus der Biotoptypenkartierung abgebildet. Allen als versiegelt oder bebaut ausgewiesenen Flächen wurde eine gemeinsame Rauheit zugewiesen. Da die Orte innerhalb der Deiche nicht durchflossen wurden, sondern im Modell eher als Wasserspeicher fungierten, ist diese Vereinfachung möglich. Die Mulde und die Gräben wurden durch vier Linienpolygone abgebildet (Ufer und Sohle) und damit als Trapezgerinne hydraulisch berücksichtigt. Ebenso wurden die Deiche durch vier Linien beschrieben (Deichfuß und Deichkrone, Abb. 4.13) . Brückenbauwerke wurden in diesem Modell nicht berücksichtigt, da diese die

Strömungsverhältnisse nur lokal beeinflussen und für die Gesamtbetrachtung des Gebietes M5 eine zu vernachlässigende Rolle spielen.

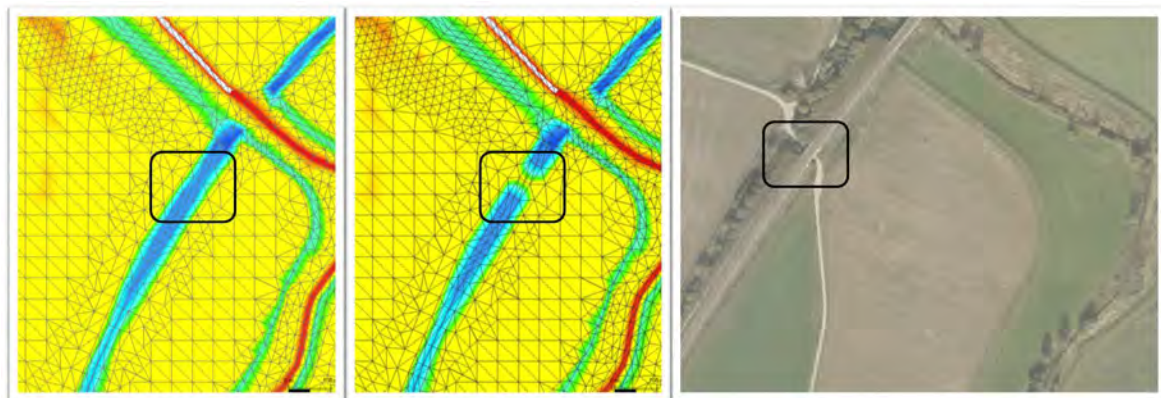


Abbildung 4.14.: Diskretisierung der kritischen Stelle K1 im Bereich des Leinerückstaudeiches. Das schwarze Rechteck kennzeichnet den kritischen Durchlass. Blau: Bahndamm, grün: Leinerückstaudeich, rot - Leine, gelb - Gelände ca. 75,5 mNN. Links - Szenario HQ500A, mitte - Szenario HQ500B, rechts - Luftbildaufnahme

Für das Szenario HQ500 (vgl. Abschnitt 4.5.2) wurde das bestehende Modell erweitert um die Gebiete Chemiepark (M6) und Bitterfeld östlich der Leine (M2). Im Rahmen der Diskretisierung wurden an Hand des Höhenmodells die kritischen Stellen für eine Überflutung des Chemieparkes identifiziert. Diese Stellen sind dem LHW bekannt. Zu diesen Stellen gehören alle Unterführungen des Bahndamms der Bahnlinie Berlin - Leipzig, hauptsächlich die Unterführung westlich am Beginn des linken Leinerückstaudeiches (K1). In Bitterfeld gibt es ebenfalls eine Unterführung im Bereich Dessauer/Anhalter Straße (K2). Der Bahndamm fungiert im Modell und in der Realität als Hauptschutz der westlich davon liegenden Gebiete Greppin und Chemiepark.

4.5. Szenarien

Im Rahmen der Modellierung ist es wichtig, die Randbedingungen und Szenarien zu definieren, unter denen das Modell Ergebnisse liefern soll. Dies ist notwendig, um den Anwendern die Vielzahl der Ergebnisse besser kommunizieren zu können und die Ergebnisse für ein Entscheidungshilfesystem einfacher beschreiben und kommentieren zu können. Konkret wurden mit den Praxispartnern (Landkreis Anhalt-Bitterfeld und die Stadt Bitterfeld) eine Reihe von Szenarien verabredet. Einige bilden die realen Geschehnisse der Ereignisse aus dem August 2002 nach (retrospektive Szenarien) und beinhalten auch eine Modellkalibrierung, andere ge-

ben Auskunft über die Auswirkungen von Hochwässern unter geänderten Bedingungen (kein Deichbruch, erhöhte Deiche, höhere Abflüsse, Wirkung von Poldern). Alle berechneten Szenarien sind als Überblick in der Tabelle 4.5 dargestellt.

Die in der Tabelle 4.5 angegebenen Bemessungshochwässer wurden von Schwarze (2007) nach der Methode der „mittleren bezogenen Ganglinie“ berechnet. Für die Berechnung der bezogenen Ganglinien wurden 18 Hochwasserganglinien des Pegels Bad Dübén (oberhalb des Untersuchungsgebietes an der Landesgrenze zwischen Sachsen-Anhalt und Sachsen) verwendet. In die Auswertung wurden die 13 größten Hochwasser, für die an diesem Pegel Daten vorhanden waren, einbezogen.

Im folgenden Abschnitt werden drei ausgewählte Szenarien der in Tabelle 4.5 aufgeführten Szenarien und die definierten Rand- und Anfangsbedingungen beschrieben.

4.5.1. Szenario HW2002 - Retrospektive Betrachtung des Hochwassers 2002



Abbildung 4.15.: Dammbruch an der Mulde und Flutung des Tagebaurestsees Goitzsche im August 2002 (Foto: LMBV). Im Hintergrund ist der Seelhauser See zu erkennen, der im Juni 2013 nach einem Deichbruch oberhalb des Goitzschesees geflutet wurde und diesen wieder zu überfluten drohte.

Das Szenario HW2002, welches die Geschehnisse während des Auguthochwassers 2002 nachbildet, umfasst zwei Teile. Im ersten Teil wird das Gebiet M5 betrachtet, im zweiten Teil die Gebiete M1/M4 (Bitterfeld). Mit den verfügbaren, aufbereiteten und zusätzlich erhobenen Daten wurde das Szenario HW2002 auch zur Kalibrierung des Strömungsmodells verwendet.

Die Flutwelle passierte zunächst die Stadt Bitterfeld, ohne Schäden zu verursachen und breitete sich in der Mulde großräumig aus. Teile der Ortschaften Jessnitz, Raguhn und

Tabelle 4.5.: Übersicht der berechneten Szenarien

Bezeichnung	Kurzbeschreibung des Szenarios
HQ10	Frühjahrshochwasser 2006
HQ100	Simulation für Bemessungsganglinie Hochwasserscheitel bei 1730 m ³ /s
HQ100P	Simulation für Bemessungsganglinie Scheitelkappung bei 1350 m ³ /s durch den Polder Rösa
HW2002	Randbedingungen des Hochwassers von 2002
HW2002N	Randbedingungen des Hochwassers von 2002, jedoch mit erhöhten Deichen
HQ200S	HQ200 = 2140 m ³ /s steady state Berechnung; im Unterschied zu HQ2002N gibt es keinen Deichbruch und die gesamte Wassermenge fließt über den Muldestausee
HQ200	Simulation für Bemessungsganglinie; HQ200 = 2140 m ³ /s; im Unterschied zu HQ2002N gibt es keinen Deichbruch und die gesamte Wassermenge fließt über den Muldestausee
HQ200P	wie HQ200; Scheitelkappung bei 1750 m ³ /s durch den Polder Rösa (Rückhalt ca. 20 Mio. m ³); entspricht dann etwa HQ100
HQ500A	Simulation für Bemessungsganglinie; Deichbruch oberhalb des Muldestausees; Aufteilung des Gesamtabflusses: 40% der Wassermenge fließt über die Goitzsche ab und verursacht die Überflutung von Bitterfeld, Greppin und Chemiepark; kritische Durchlässe unter der Bahnlinie sind offen.
HQ500B	wie HQ500A, aber: kritische Durchlässe unter der Bahnlinie sind geschlossen
HQ500	kein Deichbruch; gesamte Wassermenge fließt über den Muldestausee ab; kein Polder
HQ500P	kein Deichbruch; gesamte Wassermenge fließt über den Muldestausee ab; Scheitelkappung durch den Polder Rösa (Rückhalt ca. 20 Mio. m ³);

Priorau wurden überflutet. Dies wird im ersten Teil des Szenarios beschrieben. Drei Tage nach Passieren des Hochwasserscheitels brach ein Deich oberhalb des Muldestausees. In Folge dieses Dammbrechens und des dadurch einströmenden Muldewassers stieg der Pegel des Tagebaurestsees Goitzsche an. In der Nacht zum 17.8.2002 breitete sich das Wasser über die Muldeaue (Gebiet M4) aus und überflutete das Stadtgebiet von Bitterfeld östlich der Leine (Gebiet M1) (Abb. 4.15). Der Bereich Bitterfeld (M1 und M4) wurde im zweiten Teil des Szenarios betrachtet. Der Verlauf des Hochwassers in der Region Bitterfeld wurde im Detail dokumentiert in (Laugwitz, 2004).

Überflutung des Gebietes M5

Für das Gebiet M5 wurde eine dynamische Simulation über 5 Tage (13.8.2002 - 17.8.2002) berechnet. Als Randbedingungen für den ersten Teil wurden die Wasserstände der Mulde am oberen bzw. unteren Rand des Modellgebietes (Pegel Muldestausee Unterpegel sowie Pegel Priorau) genutzt (Abb. 4.16). Alle Werte lagen im 15 Minuten Intervall vor und sind in mNN gegeben. Die Anfangsbedingungen wurden so gewählt, dass zu Beginn der Berechnung alle Gräben im Modellgebiet mit 50 cm Wasser gefüllt sind. Für die Mulde wurde ein Wasserstand eingestellt, der 75,2 mNN am oberen Modellrand und 65,2 mNN am unteren Modellrand (Priorau) entspricht. Alle anderen Knoten im Berechnungsgebiet sind trocken.

Überflutung der Gebiete M1/M4

Für den zweiten Teil des Szenarios wurden als Randbedingungen die Wasserstände des Goitzschepegels eingesetzt, die ebenfalls im 15 Minuten Intervall vorlagen. Das Wasser strömte über eine Länge von 400 m vom Goitzschesee über die Bundesstraße B1 und füllte zunächst die Muldeaue nordöstlich von Bitterfeld, bevor das Stadtgebiet selbst aus nordöstlicher Richtung überflutet wurde. Die Flutung der Stadt erfolgte innerhalb von 24 Stunden.

4.5.2. Szenario HQ500 - Simulation für Bemessungsganglinie HQ500

Mit diesem Szenario wurde ein Extremereignis simuliert, um abzuschätzen, inwiefern der Chemiepark Bitterfeld Wolfen bei einem solchen hypothetischen Ereignis ausreichend durch die bestehenden Deiche geschützt ist. Die getroffenen Annahmen (500jährliches Hochwasser und ein Deichbruch an der gleichen Stelle wie 2002) erschienen unwahrscheinlich und stellen nur eines von vielen denkbaren Szenarien für Extremereignisse dar. Das Hochwasser 2013 zeigt jedoch, dass jederzeit Bedingungen eintreten können, die diesem Szenario ähneln². Auch

²Etwas 200 Bundeswehr-Soldaten haben am Morgen und Vormittag des 4.6.2013 in Sachsen-Anhalt einen über einen Kilometer langen Deich zum Schutz des Chemieparks Bitterfeld-Wolfen errichtet. In Zusammenarbeit mit der Werksfeuerwehr bauten sie Sandsack-Wälle auf, um das Industriegebiet und eine angeschlossene Kläranlage vor einer Überschwemmung durch die Mulde zu schützen. Die Gefährdung sei akut,

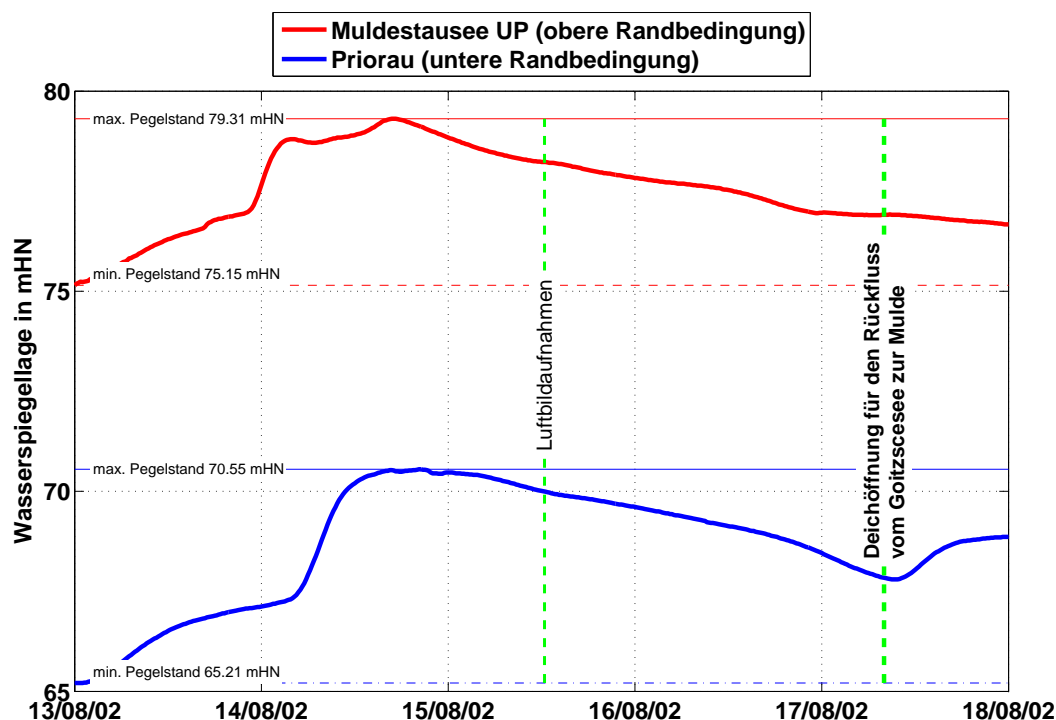


Abbildung 4.16.: Randbedingungen des Szenarios HW2002

vor dem Hintergrund des Klimawandels wird ein solches Szenario wahrscheinlicher und soll helfen, mögliche Schwachstellen beim technischen Hochwasserschutz zu identifizieren und im Entscheidungshilfesystem zu dokumentieren.

Das HQ500 wurde von (Schwarze, 2007) auf $2770 \text{ m}^3/\text{s}$ festgelegt. Das betrachtete Szenario geht davon aus, dass unterhalb des Pegels Bad Döben auf der linken Seite plötzlich ein Deich bricht bzw. überströmt wird und 40% der Wassermenge über die Goitzsche in Richtung Bitterfeld abfließt, wobei im Gegensatz zu 2002 90 Mill. m^3 Retentionsvolumen weniger zur Verfügung stehen, da die Goitzsche bereits geflutet ist. 60% der Wassermenge (ca. $1660 \text{ m}^3/\text{s}$) fließt weiterhin im Muldebett über den Muldestausee in Richtung Elbe. Im Jahr 2002 brachen die Deiche bei einem Zustrom von ca. $1730 \text{ m}^3/\text{s}$. Für das hydraulische 2-dimensionale Modell werden im Wesentlichen drei Randbedingungen definiert: der Zustrom vom Muldestausee in die Mulde, der Zustrom über die B100 in die Mulde und nach Bitterfeld sowie der Wasserstand am Pegel Priorau zwischen den Deichen und im Vorland (Abb. 4.17). Der zeitliche Verlauf wurde aus der konstruierten Ganglinie des Bemessungshochwassers HQ500 abgeleitet

so ein Bundeswehr-Sprecher zu Handelsblatt Online (<http://www.handelsblatt.com/panorama/aus-allerwelt/sachsen-anhalt-bundeswehr-schuetzt-chemiepark-vor-flut/8297862.html>).

(Schwarze, 2007). In das Modell wurde ein Teil des Goitzschesees integriert, über den 40% des HQ500 in das Modellgebiet strömte. Die Zuflüsse konnten direkt aus dem Bemessungshochwasser abgelesen werden.

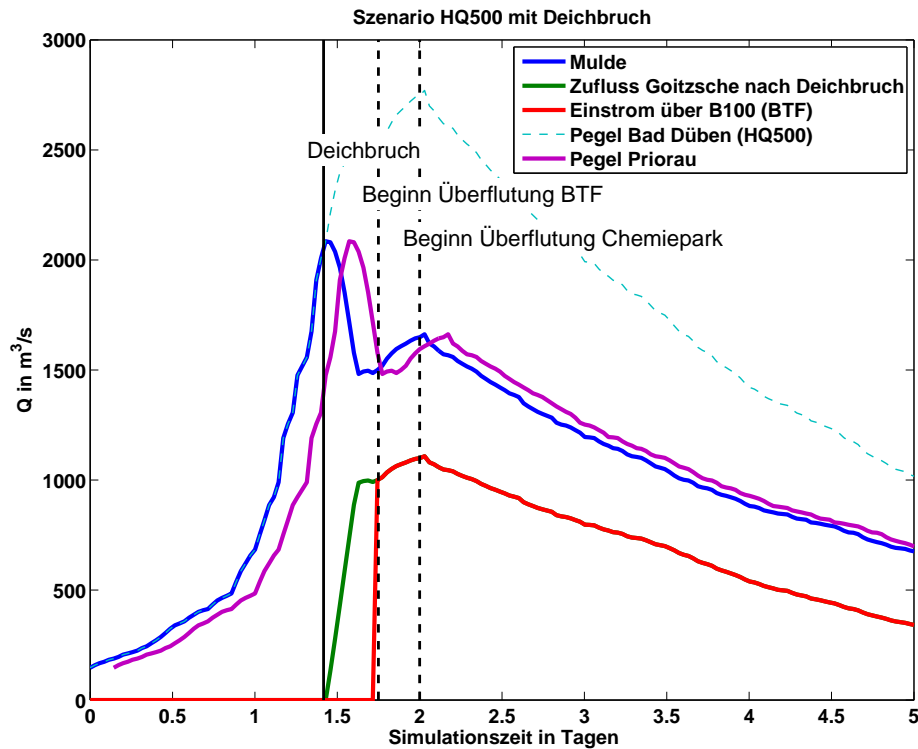


Abbildung 4.17.: Ganglinien der Randbedingungen des Szenarios HQ500

Es gibt im Bahndamm zwei Unterführungen, durch die bei einer Überflutung Wasser in das hinter dem Bahndamm gelegene Gebiet fließen würde. Auf Bitten der Praxispartner wurden deshalb zusätzlich zwei Varianten des Szenarios HQ500 betrachtet: HQ500A - die Durchlässe im Bahndamm sind offen sowie HQ500B mit geschlossenen Durchlässen. Die Simulation wurde über 5 Tage durchgeführt. Am Ende dieses Simulationsblocks strömt über den Muldestausee immer noch eine Wassermenge von $684 \text{ m}^3/\text{s}$ (entspricht etwa einem HQ10) und aus dem Goitzschensee fließen ebenfalls noch $348 \text{ m}^3/\text{s}$ in Richtung Bitterfeld, was einer um den Faktor 1,5 größeren Wassermenge als 2002 entspricht.

4.5.3. Szenario HQ10 - Simulation eines Frühjahrshochwassers

Dieses Szenario widerspiegelt die Bedingungen eines Frühjahrshochwassers aus dem Jahr 2006. Als Randbedingung für das hydraulische Modell wurden die Ganglinien (15 Minuten Intervall) am Muldestausee Unterpegel und am Pegel Priorau genutzt (19.3.2006 - 3.4.2006). Während dieses Hochwassers wurden Konzentrationen von partikulär und gelöst transportierten Schwermetallen sowie Sedimenteinträge mit Hilfe von Sedimentfallen gemessen. Diese Werte wurden als Eingangswerte für die verschiedenen Stofftransportszenarien genutzt. Bei dem beobachteten Hochwasser handelt es sich nicht um ein Extremhochwasser. Gleichwohl konnten die Ergebnisse für weitergehende Fragestellungen bezüglich des Schadstoffeintrags und der Sedimentation in Auengebieten genutzt werden. Das Szenario wurde genutzt, um ein neuartiges Verfahren zur semi-quantitativen Validierung von Ergebnissen der Transportmodellierung kohäsiver Sedimente zu entwickeln (vgl. Abschnitt 5.3).

5. Ergebnisse und Diskussion

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse für die einzelnen Szenarien zunächst im Detail vorgestellt und kritisch diskutiert. Ein neues Verfahren zur semi-quantitativen Validierung von Sedimenttransportmodellen unter Nutzung von Schwermetallkonzentrationen in Oberböden wird eingeführt und angewandt. Eine Sensitivitätsanalyse zeigt den Einfluss von Unsicherheiten in der Zuordnung der Rauheiten, der Randbedingungen und der Auflösung des Gitters auf die Ergebnisse des hydraulischen Modells. Für das Stofftransportmodell wird der Einfluss der Anfangs- und Randbedingungen untersucht. Am Ende des Kapitels wird gezeigt, wie die Ergebnisse in ein Entscheidungshilfesystem eingebunden werden.

Bei der Bewertung der Ergebnisse der in dieser Studie betrachteten Szenarien wird auch auf das jüngste Extremhochwasser vom Juni 2013 Bezug genommen. Am Beispiel des Polders Rösa wird die Frage diskutiert, wie den Flüssen mehr Raum gegeben werden kann.

Das Hochwasser an Elbe, Saale und Mulde im Juni 2013 erinnert erneut daran, dass weitere Anstrengungen aller beteiligten Akteure nötig sind, um die Auswirkungen solcher katastrophalen Ereignisse zu minimieren. Es zeigte sich, dass die ausgewählten Szenarien für das Entscheidungshilfesystem nicht unrealistisch waren. So wiederholte sich eine ähnliche Situation wie 2002, als ein Deichbruch zur Flutung des Goitzschesees führte. Im Juni 2013 brach erneut ein Muldedeich oberhalb der Stelle von 2002, und das Wasser flutete den Seelhausener See, dessen Wasseroberfläche ca. neun Meter über der des Goitzschesees stand und der nur durch eine schmale Landzunge vom Goitzschensee getrennt ist. Bei einem Bruch dieser Landzunge drohte für Bitterfeld eine Flutwelle. Glücklicherweise konnte das Übertreten des Wassers verhindert werden, jedoch war der Katastrophenschutz in Bitterfeld durch das Szenario HQ2002 in der Lage, vorab die gefährdeten Bereiche zu evakuieren.

5.1. Hydraulische Modellierung

5.1.1. Szenario HW2002 Teil 1: Überflutung der Mulde und der darin gelegenen Ortschaften 2002

Der Hochwasserscheitel der Mulde passierte Bitterfeld zwischen dem 13.8 und 18.8.2002 (Abb. 4.16). Für den angegebenen Zeitraum (120 Stunden) wurde das Modell für das Gebiet M5 gemäß Szenario HQ2002 gerechnet und anhand der aus den Luftbildern bestimmten

Überschwemmungsgrenzen (Haase et al., 2004) kalibriert. Um die Güte des kalibrierten Modells bezüglich der Überschwemmungsgrenzen einschätzen zu können, wurden die Ergebnisse pro Knoten mit den Polygonen der Überschwemmungsgrenzen verglichen. Dabei können drei Fälle unterschieden werden: i) der Knoten ist nass und wurde auch tatsächlich überflutet (Simulation = Beobachtung), ii) der Knoten wird irrtümlich als nass berechnet, tatsächlich gab es jedoch keine Überflutung an dieser Stelle (Simulation und Beobachtung stimmen nicht überein) und iii) der Knoten ist trocken, obwohl die Stelle tatsächlich überflutet wurde (Simulation und Beobachtung stimmen nicht überein). Die auf diese Art realisierte Auswertung zeigte, dass das Modell an 92% der Knoten positiv evaluiert werden konnte (Abb. 5.1).

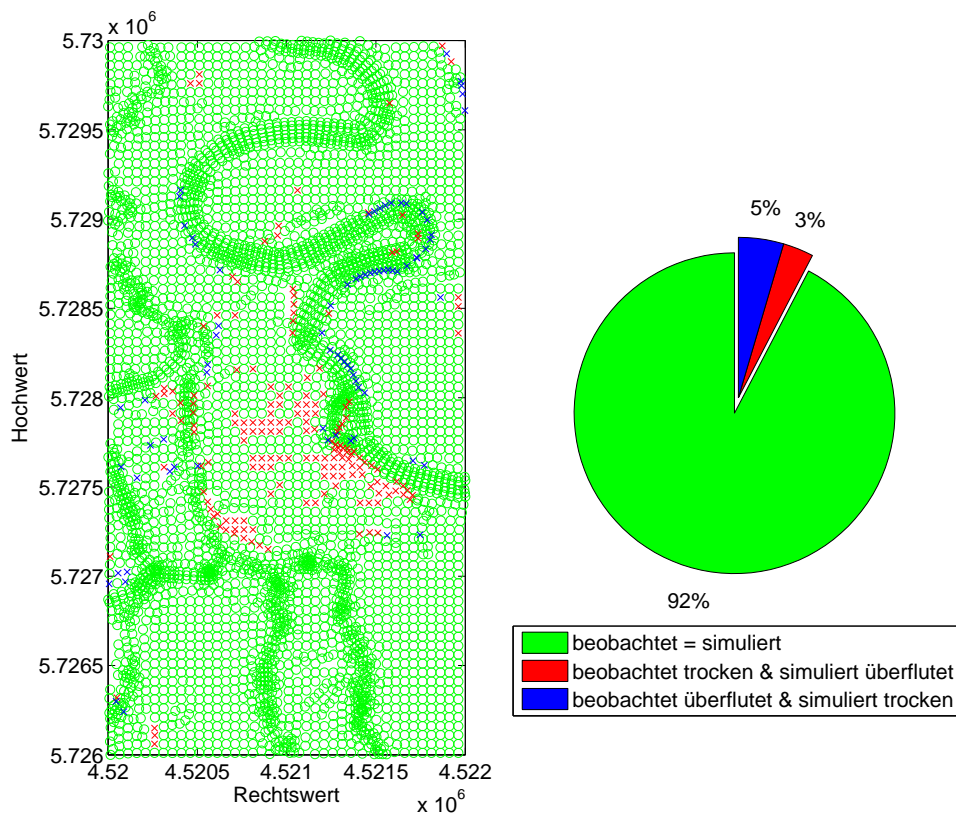


Abbildung 5.1.: Bewertung der Übereinstimmung zwischen modellierten und beobachteten Überschwemmungsgrenzen. Links ein Ausschnitt aus dem Modellgebiet M5. Gut zu erkennen sind die im FE-Netz abgebildeten Gewässerstrukturen.

Bei den 8% nicht übereinstimmenden Modellergebnissen ist der Fall iii) in Hinsicht auf die Nutzung in einem Entscheidungshilfesystem schwerwiegender als Fall ii), insbesondere wenn sich diese Knoten in bewohntem Gebiet befinden. Daraus ergibt sich die Notwendigkeit,

im Nachgang von extremen Hochwasserereignissen weitere Informationen zu sammeln, um das Modell zu verbessern. Die Kalibrierung des Modells wurde in der Fläche mit Hilfe der georeferenzierten Luftbilder und in den Orten mit den vermessenen Flutmarken durchgeführt. In Raguhn betrug die Punktdichte rund 6 Punkte pro km^2 ($n=13$) und in Jeknitz lag der Wert bei 12 ($n=17$). Beide Orte waren 2002 komplett überflutet, da die Deiche nicht hoch genug waren. Das Muldewasser lief einfach darüber. Die mittlere Abweichung zwischen den gemessenen und modellierten Werten betrug in Raguhn 0,15 cm (Standardabweichung 0,17 cm) und in Jeknitz 0,19 cm (Standardabweichung 0,27 cm). Die Abweichungen liegen im Bereich des kombinierten Fehlers des Höhenmodells und der Einmessung der Flutmarken. Die berechneten Werte für die Überflutungshöhen liegen in Jeknitz und Raguhn tendenziell unterhalb der gemessenen Werte (Abb. 5.2).

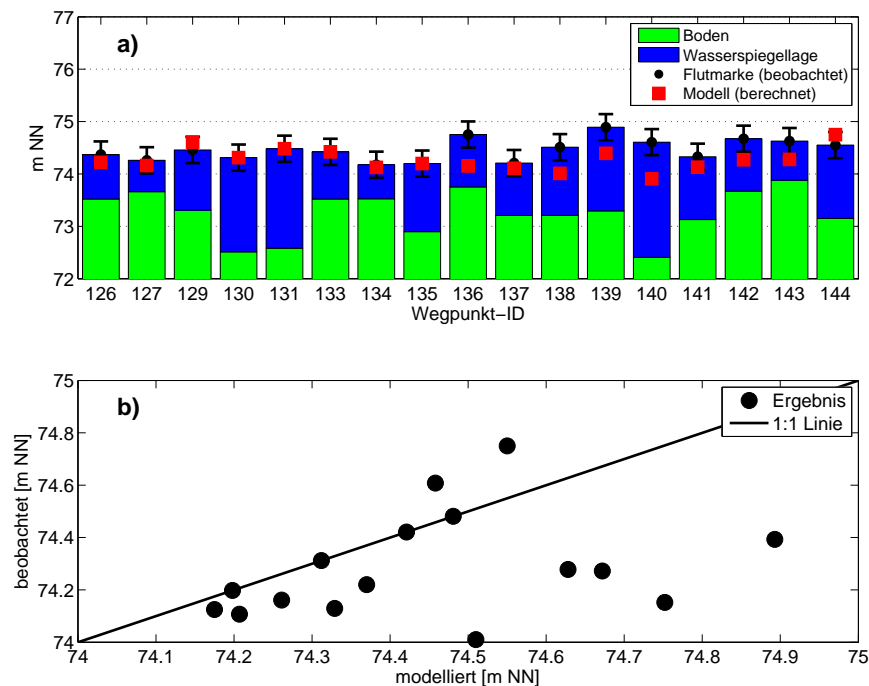


Abbildung 5.2.: Gemessene und modellierte Wasserspiegellagen im Bereich Jeknitz. a) Die Abweichungen liegen bei fünf der 17 Punkte unterhalb der sich aus der Fehlerabschätzung ergebenden Toleranzgrenzen. b) Die gemessenen Werte werden in diesem Bereich durch das Modell eher unterschätzt.

Die Ursache liegt in der gröberen Diskretisierung (50-75 m Kantenlänge der Dreiecke, vgl. auch Abschnitt 5.4.1) und der in der Struktur der Elemente nicht abgebildeten Häuser und Straßen in diesen Ortschaften. Hier mussten Kompromisse zugunsten der Bearbeitungs- und Rechenzeit eingegangen werden. Trotzdem werden die wesentlichen Fließstrukturen gut abgebildet, wie das folgende Beispiel zeigt. Nach einem Deichbruch bei Raguhn ergießt sich das ausströmende Wasser über ein benachbartes Feld und bildet meanderförmige Strukturen aus, die auf dem Luftbild sehr gut zu erkennen sind (Abb. 5.3). Diese Strukturen werden vom Modell auch in dem im Vergleich zum Gebiet M4 (Bitterfeld) gröber aufgelösten Rechengitter gut reproduziert. Ebenso werden höhere Areale im Gelände, die tatsächlich nicht überflutet waren, im Modellergebnis als trocken ausgewiesen. Exemplarisch ist das in Abb. 5.4 zu erkennen, wo im Zentrum des Luftbildes ein größerer trockener Bereich zu erkennen ist, der deutlich umströmt wird.

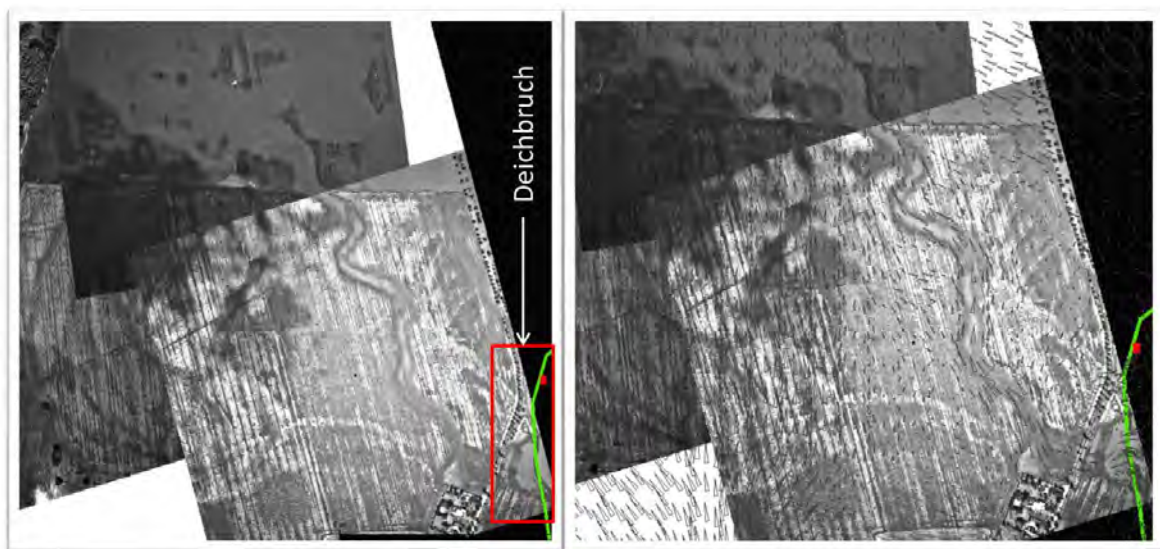


Abbildung 5.3.: Luftbild Nr.87, westlich von Raguhn. Links ist deutlich die meandernde Struktur auf dem Feld zu erkennen, die nach einem Deichbruch (die grüne Linie kennzeichnet die Deichkrone) durch das ausströmende Wasser auf dem Feld erzeugt wurde (linkes Bild). Trotz einer groben Auflösung (50-75m) kann das Modell den Strömungsverlauf gut nachbilden (rechtes Bild). Auf den Auen- und Ackerflächen sind diese kleinräumigen Veränderungen des Strömungsregimes insbesondere für das Sedimenttransportmodell von Bedeutung.

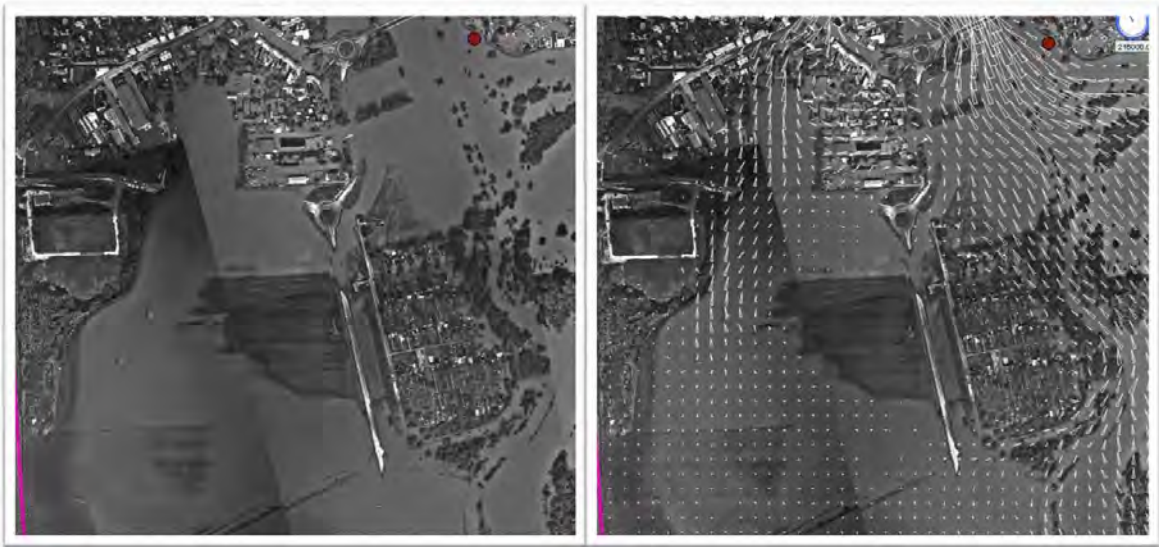


Abbildung 5.4.: Luftbild Nr.54, südlich von Jeknitz. Als weiße Pfeile dargestellt sind die Strömungsrichtung und der Betrag der Geschwindigkeit (rechts). Dieser ist proportional zur Pfeilgröße. Die maximal berechneten Geschwindigkeiten erreichen bis zu 2m/s (Strömung über die Straße) gegenüber niedrigeren Geschwindigkeiten ($<0,5\text{m/s}$) im Bereich der Ackerflächen.

5.1.2. Szenario HW2002 Teil 2: retrospektive Betrachtung der Überflutung der Stadt Bitterfeld 2002

Die Stadt Bitterfeld wurde innerhalb eines Tages durch das von der Goitzsche über die Bundesstraße B100 strömende Wasser geflutet. Der zeitliche Verlauf und die berechneten Wasserstände konnten sehr gut nachgebildet werden (Abb. 5.5 und 5.6) und bilden einen wichtigen Baustein des Entscheidungshilfesystems (vgl. Abschnitt 4.5.1). Strömungsgeschwindigkeiten wurden während der Flutung nicht gemessen. Experten der LMBV (Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbauverwaltungsgesellschaft mbH) schätzten die Geschwindigkeit des zulaufenden Wassers aus dem Goitzschensee über die Bundesstraße B1 auf 1m/s und berechneten daraus einen Zustrom von $160\text{ m}^3/\text{s}$ in Richtung Bitterfeld (Laugwitz, 2004). Mit Hilfe des Modells wurde ein Zustrom von $225\text{ m}^3/\text{s}$ berechnet. Innerhalb der Muldeaue, die zuerst überflutet wurde, lagen die maximal berechneten tiefengemittelten Strömungsgeschwindigkeiten bei 1,2 m/s im Bereich von Gräben, die eine natürliche hydraulische Verbindung zwischen Aue und Stadtgebiet bilden. Innerhalb der Stadt wurden Geschwindigkeiten bis 0,8 m/s berechnet. Sie nehmen in dem Maße ab, in dem sich das Stadtgebiet mit Wasser füllt und die Wasserspiegelhöhe sich der der Aue und des Goitzschesees angleicht. Nach Erreichen eines quasi-stationären Zustandes bei einem Wasserstand von 78,5 mNN befinden sich 2,5 Millionen m^3 Wasser im

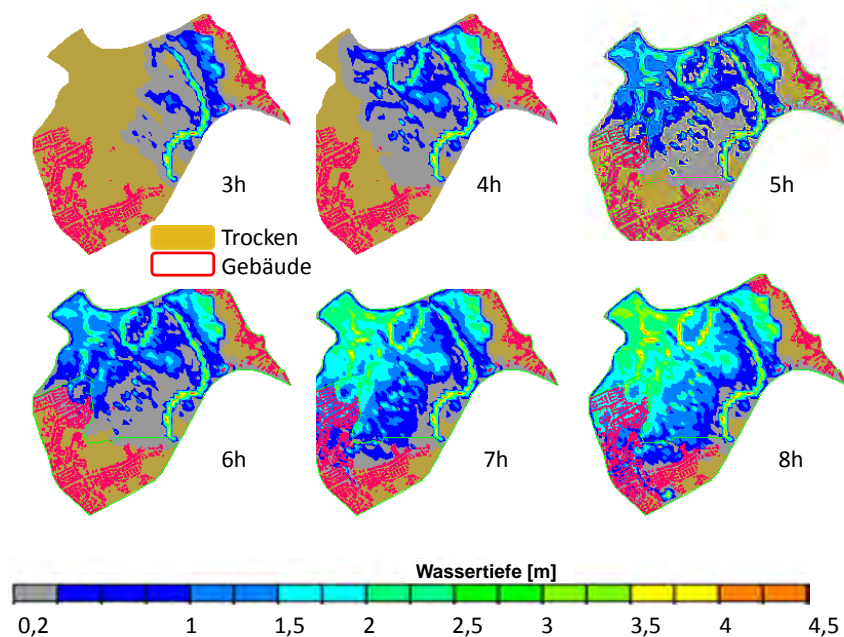


Abbildung 5.5.: Zeitlicher Verlauf der Überflutung im Bereich Bitterfeld. 3 bis 8 Stunden nach Beginn des Überlaufs des Goitzschesees.

Stadtgebiet (M1). Um das Modell zu kalibrieren, wurden die Höhen der vermessenen Flutmarken (Abb. 4.8) mit den berechneten Wasserspiegellagen verglichen und mit den betrachteten Unsicherheiten (vgl. Abschnitt 5.4) in Beziehung gesetzt. Im Mittel überschätzt das Modell im Bereich Bitterfeld die Wasserspiegellagen um 18 cm ($n=25$). Die Standardabweichung beträgt 9 cm. Der Fehler bewegt sich damit im Bereich der Unsicherheiten des Höhenmodells von 15 cm (Abschnitt 5.4) und der angenommenen Messunsicherheit von 15 cm bei der Einmessung der Flutmarken. Weitere Kalibrierungen erfolgten an ausgewählten Gebäuden durch den Vergleich von Modellergebnissen mit einzelnen Luftaufnahmen und Beschreibungen von Augenzeugen. So wurde die Überflutung des Kreiskrankenhauses¹ im Modell abgebildet und zusätzlich eine Variante gerechnet, in der das Krankenhaus mit einer mobilen Spundwand geschützt wurde. Es zeigte sich, dass damit ein Schutz gegen die in diesem Szenario beschriebenen Wasserstände möglich ist. Die Spundwände wurden im Juni 2013 nach der Evakuierung vorsorglich aufgebaut. Ein Vergleich mit den georeferenzierten Luftbildern von (Haase et al., 2004) konnte nicht durchgeführt werden, da zum Zeitpunkt der Befliegung die Stadt Bitterfeld noch nicht betroffen war.

¹Die Tiefgarage und die sich im Kellergeschoss befindlichen Operationssäle wurden überflutet. Es entstand ein hoher finanzieller und materieller Schaden. 2013 wurde das Krankenhaus wegen aufsteigendem Grundwasser evakuiert. Vorsorglich wurde eine mobile Spundwand aufgebaut.

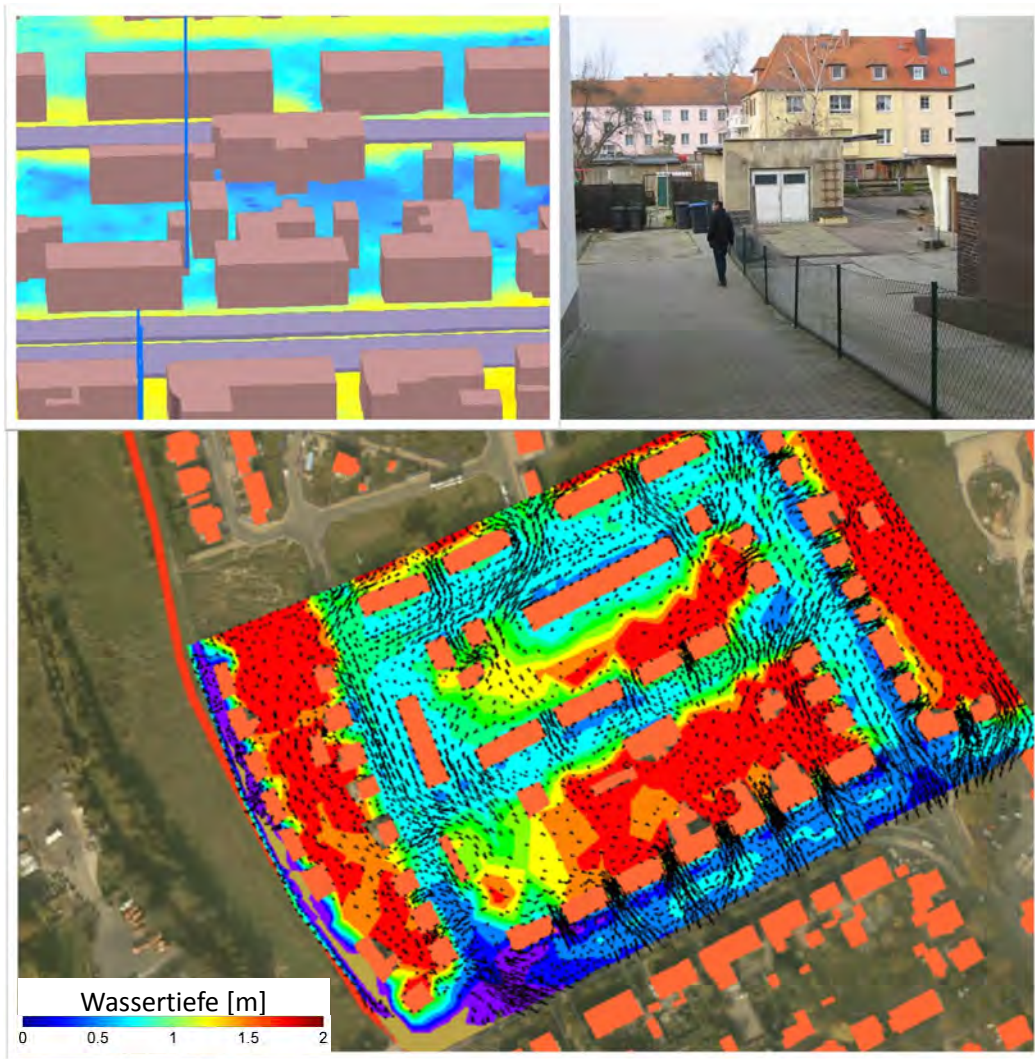


Abbildung 5.6.: Detail aus der Modellierung im Stadtgebiet Bitterfeld. Die Gebäude mit Kennzeichnung der Flutmarken im Modell (oben links), Blick in die während des Hochwassers bis zu 2 m überfluteten Höfe (oben rechts) und Strömungsverlauf und Wassertiefen in einem Ausschnitt des Modells (unten).

Die Berechnung der Wasserspiegellagen und der zeitliche Verlauf der Überflutung für das betrachtete Gebiet M1 kann unter den getroffenen Annahmen und im Hinblick auf die Zielstellung innerhalb des Projektes nicht weiter verbessert werden. Für ein Entscheidungshilfesystem ist diese Genauigkeit ausreichend und erfüllt den Zweck, was durch die Verantwortlichen des Katastrophenschutzes der Stadt Bitterfeld bestätigt wurde (mündliche Mitteilung Dr. Walkow, Landratsamt Bitterfeld).

Die für die Kalibrierung genutzten Flutmarken sollen repräsentativ für das gesamte Stadtgebiet und etwa gleichmäßig verteilt sein. Von den 1,7 km² modelliertem Stadtgebiet waren nahezu 90% tatsächlich von der Flut betroffen. In dieser Fläche wurden 25 Flutmarken vermessen, was einer Messdichte von rund 15 Punkten pro km² entspricht. Im Mittel beträgt der Abstand zweier Punkte 509 m (Minimum 26 m und Maximum 1146 m). Im Vergleich dazu wurden in der bezüglich der Datenlage besten Studie aus der Literaturrecherche rund 18 Punkte pro km² auf einem Gebiet von 14,75 km² genutzt (Neal et al., 2009).

Im Juni 2013 kam das System beim Katastrophenschutz erneut zum Einsatz und speziell dieses Szenario unterstützte die Einsatzleitung bei der Planung der Evakuierung und der Koordinierung der Einsatzkräfte, als das Wasser aus dem vollgelaufenen Seelhausener See Bitterfeld erneut bedrohte. Im Gegensatz zu 2002 konnten die Planungen der Verteidigung der Stadt gegen potentiell einströmendes Wasser viel konkreter und effizienter gestaltet werden.

Während der jüngsten Flutkatastrophe an der Elbe im Juni 2013 zeigte sich beispielsweise in der Stadt Magdeburg, dass hier ein ähnliches System an einigen Stellen hilfreich gewesen wäre. Die für die operativen Kräfte des Katastrophenschutzes scheinbar überraschende Überflutung von Straßenzügen im Stadtteil Buckau sowie die drohende Überflutung des Umspannwerkes im Stadtteil Rothensee wären frühzeitig erkennbar gewesen und entsprechende Sicherungsmaßnahmen hätten früher getroffen werden können.

5.1.3. Empfehlung für die Kalibrierung und Validierung von Modellen in urbanen Gebieten für extreme Überflutungen

Mit Hilfe der vermessenen Flutmarken, die den maximalen Wasserstand in der Nähe der Flutmarke beschreibt, können hydraulische Modelle sehr gut für Szenarien mit Überflutungen im urbanen Raum kalibriert und validiert werden. Die Genauigkeit der Messung lässt sich verbessern, wenn der zeitliche Abstand zwischen Hochwasser und Vermessung nicht zu groß ist. Dann können zusätzlich zu fest installierten Marken an Häusern auch Marken in der Natur, beispielsweise an Bäumen genutzt werden. Weiterhin kann durch die Nutzung differenzieller GPS-Geräte die Lagegenauigkeit erhöht werden, womit die Zuordnung zum digitalen Höhenmodell genauer wird. Durch den Einsatz professioneller Vermesser können die Marken auch vor Ort millimetergenau eingemessen werden. Eine Fotodokumentation der Flutmarken erleichtert später die Zuordnung und die Orientierung. Aus den Daten der Studie von Neal et al. (2009) und den eigenen Arbeiten wird eine Punktdichte von mehr als 20 Punkten pro km² empfohlen. Die Punkte sollten gleichmäßig im Raum verteilt sein um die Repräsentativität zu sichern. Der Vorteil dieser Daten ist, dass sie nach einer Überflutung in urbanen Gebieten überall zur Verfügung stehen und leicht zu erheben sind. Der Nachteil besteht darin, dass sie nur den maximalen Wasserstand anzeigen und keinerlei Information über den zeitlichen Verlauf liefern.

Eine Validierung des hydraulischen Modells war im Rahmen des Projektes nicht möglich. Jedoch können die späteren Anwendungsfälle des Informationssystems in der Praxis (vgl. Abschnitt 5.5.3) als Validierung aufgefasst werden, die eine sehr gute Anpassung des Modells an die tatsächlichen Gegebenheiten bestätigten.

5.1.4. Szenario HQ500A - Szenario für eine Bemessungshochwasserganglinie HQ500

Mit Hilfe dieses Szenarios (vgl. Abschnitt 4.5.2) sollte die Frage nach den Auswirkungen eines solch extremen Hochwassers auf den Chemiepark Bitterfeld (www.chemiepark.de, 2013) untersucht werden. Die niedrigsten Bereiche auf dem Areal des Chemieparkes befinden sich auf einer Höhe von 76 mNN (Abb. 5.7). Bei Deichversagen oder Überströmung werden diese Bereiche überflutet. Die Höhe des Deiches liegt zwischen 76,7 und 77 mNN (Stand 2002). Luftbilder vom Hochwasser 2002 zeigen, dass das Wasser bis an den Rand des Areals stand. In diesem Abschnitt werden die Auswirkungen des Verschließens oder Nichtverschließens der Bahnunterführungen betrachtet. Nach 35 Stunden Simulationszeit erreicht der Pegel am Muldestausee Unterpegel (MUP) seinen Höchststand. Der Durchfluß beträgt $2080 \text{ m}^3/\text{s}$. Zu diesem Zeitpunkt bricht der Deich oberhalb des Muldestausees. Bei einem angenommenen Wasserstand der Goitsche von 75 mNN vor dem Deichbruch stehen ca. 53 Mio m^3 Retentionsraum zur Verfügung (bezogen auf 78,5 mNN). Die Füllung dauert dann unter den gegebenen Annahmen ca. 15h, anschließend strömt das Wasser über die B100 in Richtung Bitterfeld. Da die zufließende Wassermenge sehr groß ist (ca. $1000 \text{ m}^3/\text{s}$), dauert es nur 3 bis 4 Stunden, bis Bitterfeld östlich des Leinedeiches vollständig überflutet ist. Dann werden die Leinedeiche mit einer Höhe von

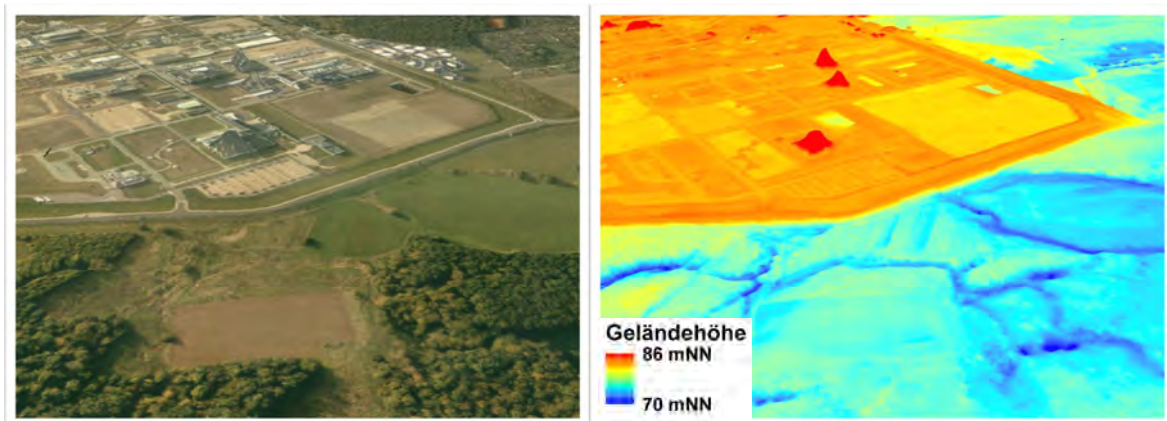


Abbildung 5.7.: Luftbild (links) und Höhenmodell (rechts) des Chemieparkgeländes. Das Höhenmodell ist stark überhöht dargestellt. Deutlich sind die potentiellen Fließstrukturen im Gelände erkennbar.

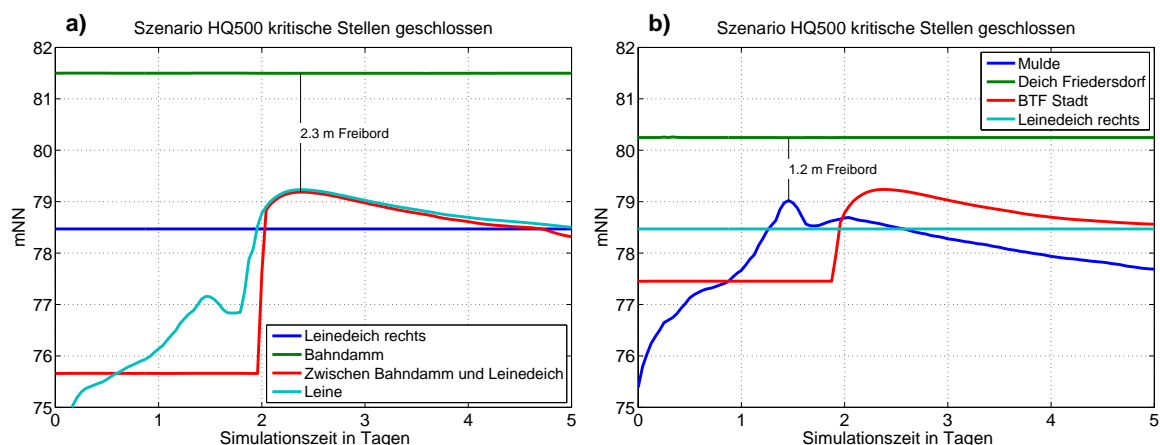


Abbildung 5.8.: Vergleich der Ganglinien an ausgewählten Stellen bei verschlossenen kritischen Stellen (zur Beschreibung der Lage der ausgewählten Stellen vgl. Abb. 5.9). a) In Bitterfeld steht nach der Überflutung das Wasser deutlich höher als hinter dem Deich in der Mulde (rote bzw. blaue Linie). Das stimmt mit den Beobachtungen während des Sommerhochwassers 2002 überein. Der Leinedeich wird 3 bis 4 Stunden nach Beginn des Einstromens nach Bitterfeld überflutet. b) Zwischen Krone des Bahndamms (grün) und der Wasseroberfläche (rot) bleibt ein Freibord von 2,3 m bestehen. Die Wassertiefen am Bahndamm sind von der Geländehöhe abhängig und können bis zu 3 m betragen.

78,5 mNN überflutet. Eine Überschlagsrechnung zeigt, dass das realistisch ist: Die Gebiete M1 und M4 (Bitterfeld und die nordwestlich davon liegende Muldeaue) haben bezüglich 78,5 mNN ein Volumen von ca. 10 Mio. m^3 . Bei einem Zustrom von $1000 \text{ m}^3/\text{s}$ ergibt sich eine theoretische Füllzeit von unter 3 Stunden. Das bedeutet, dass die Vorwarnzeit vom Deichbruch bis zur vollständigen Überflutung ca. 18 Stunden beträgt. Das Wasser steht bis zum Ende der Simulation am Bahndamm. Bis zur Krone bleiben ca. 2,3 m Freibord (Abb. 5.8). Die Überflutung Greppins und des Chemiearks im Szenario HQ500B hat keine oder nur geringe Auswirkungen auf die Wasserstände in Raguhn und Jeknitz. Eine bemerkenswerte Retentionswirkung ist also für die stromab gelegenen Gebiete nicht gegeben. Vergleichende Betrachtungen für die beiden Varianten HQ500A und HQ500B zeigen, dass sich bezüglich Bitterfeld eine Wasserspiegellagedifferenz von 30 cm im Bereich der Stadt ergibt. Für den Bereich zwischen Bahndamm und Leinedeich ergeben sich am Ende der Simulationsperiode 1,6 m Differenz. Die Überschwemmung des Chemiearks bei nicht verschlossenen Durchlässen beginnt 4-5 Stunden nach Überströmen des Leinedeiches, d.h. ca. 13 Stunden nach dem Deichbruch. Das Wasser strömt im Falle des Nichtverschließens der Bahnunterführungen K1 und K2 (Abb. 5.10) durch die Öffnungen. Zunächst werden Ackerflächen und später Greppin

sowie weitere Teile von Bitterfeld überflutet (Abb. 5.9). Im Bereich des Sportplatzes Greppin werden Wassertiefen bis 1,4 m berechnet (Abb. 5.11). Anschließend breitet sich das Wasser rasch auf dem Gelände des Chemieparks aus, wobei Wassertiefen bis zu einem Meter auftreten können. Dort wurden Fließgeschwindigkeiten bis zu 30 cm/s berechnet.

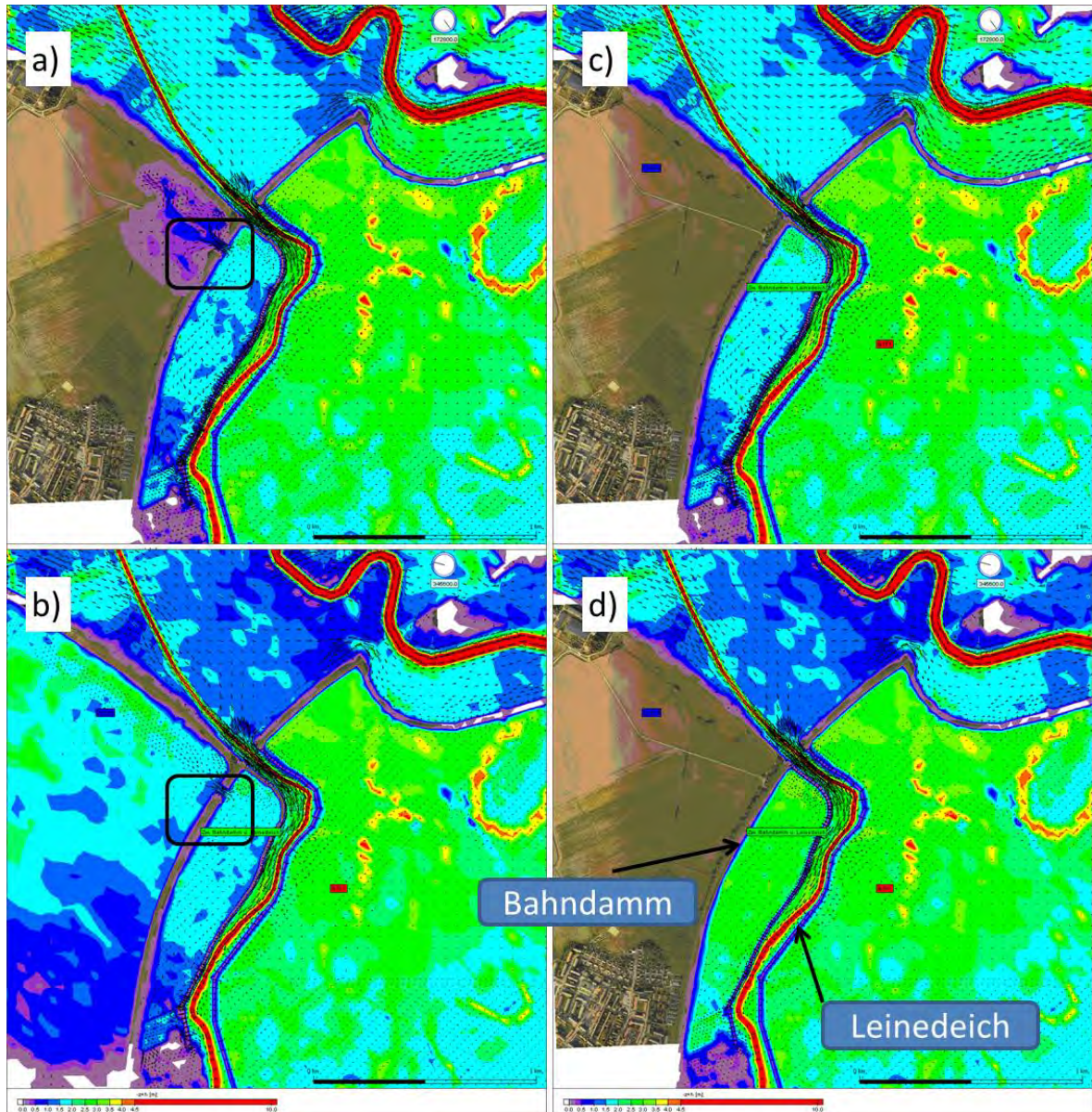


Abbildung 5.9.: Szenario HQ500A und HQ500B: Wassertiefen 13 Stunden (a,c) und nach 58 Stunden (b,d) nach dem Deichbruch bei nicht verschlossenem Durchlass K1 (a,b) und bei geschlossenem Durchlass (c,d)



Abbildung 5.10.: Vorsorgliche Verschließung einer Bahnunterführung, die als kritische Stelle im Szenario HQ500A identifiziert wurde.

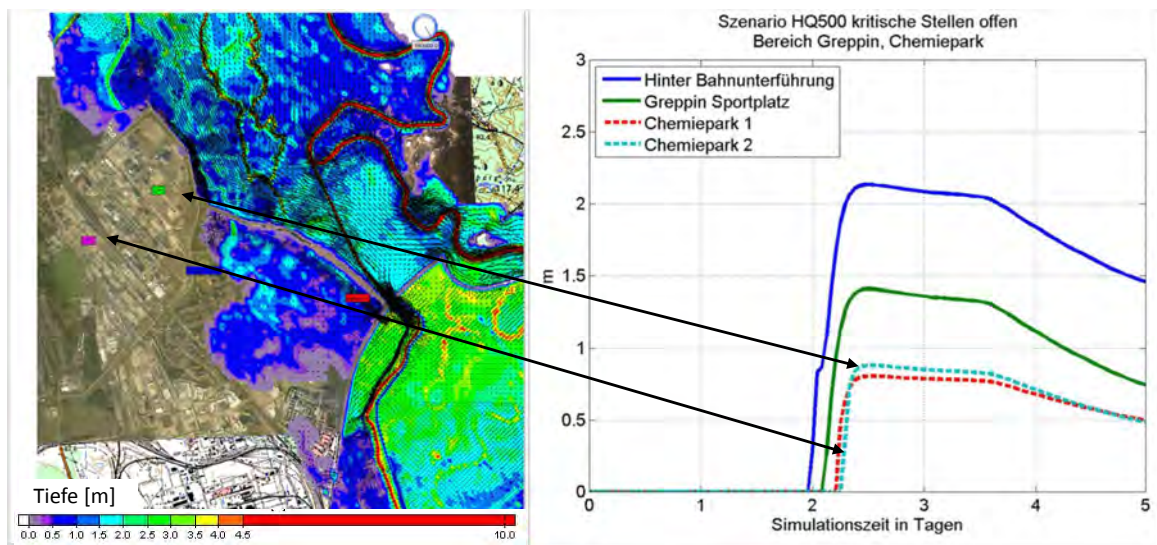


Abbildung 5.11.: Beginnende Überflutung des Chemieparks (links) und berechnete Wasserspiegellagen (rechts). Auf dem Gelände des Chemieparks können Wassertiefen bis zu einem Meter beobachtet werden (Szenario HQ500A).

Fazit für das Szenario HQ500A/B

Wenn die kritischen Stellen (Unterführungen unter der Bahnlinie) geschlossen werden, besteht keine Gefahr für den Chemiepark. Dabei ist zu bedenken, dass ein Bahndamm kein Hochwasserschutzdeich ist. Nicht geschlossene Unterführungen ergeben maximale Wassertiefen bis zu 1 m auf dem Gelände des Chemieparks. Die Überflutung würde im Zeitraum von 4 bis 8 Stunden passieren, d.h. die Vorwarnzeit wäre zu kurz, um entsprechende Maßnahmen weit vorausschauend treffen zu können. Greppin und weite Teile Bitterfelds würden bei diesem Szenario komplett überflutet. Die Deiche in Jessnitz und Raguhn wären hoch genug, allerdings würden Bereiche außerhalb der Deichanlagen vom Hochwasser betroffen werden (Bobbau, Neu-Jecknitz, Raguhn-Neustadt).

5.1.5. Die Wirkung des Polders Rösa auf unterhalb gelegene Gebiete

Nicht erst nach dem Hochwasser an Saale und Elbe im Juni 2013 wurde öffentlich diskutiert, warum es in den vergangenen elf Jahren seit 2002 nicht gelungen ist, den Flüssen Retentionsfläche zurückzugeben, um die Scheitel der großen Hochwässer zu kappen und somit die Überflutungsgefahr für flussabwärts liegende Ortschaften zu vermindern. Hartmann (2011) stellt in einer Politikfeldanalyse am Beispiel der Hochwasserkonzeption des Landes Sachsen-Anhalt für 2010 fest, „dass das heutzutage bestehende Instrumentarium von Wasserwirtschaft und Raumplanung zwar im Laufe der Reformen eine weitere Verbauung von Flusslandschaften effektiver verhindern kann (insbesondere durch die strengeren Regelungen zu Überschwemmungsgebieten), jedoch fehlen nach wie vor Instrumente, die in der Lage sind, den Flüssen tatsächlich mehr Raum zu geben, also z. B. bisher deichgeschützte Gebiete in Retentionsräume umzuwandeln.“ Der Polder Rösa ist an der Grenze zwischen Sachsen und Sachsen-Anhalt gelegen und stellt einen zumindest temporären Retentionsraum für die Mulde dar. Der administrative Aufwand für die Planung und den Bau eines solchen Polders ist sehr groß. Zwischen Planung, Umsetzung und Fertigstellung liegen bei diesem Projekt 13 Jahre. 2005 begannen erste Voruntersuchungen, 2007 - 2009 wurden die Planungsunterlagen erarbeitet und zur Planfeststellung eingereicht. Der Beschluss zur Planfeststellung wurde 2012 gefasst und der LHW begann 2013 mit der weiteren Planung der baulichen Umsetzung. Der Polder soll 2020 fertig sein (<http://www.polder-roesa.de>).

Mit Hilfe des Modells soll die Wirkung des Polders Rösa auf die Wasserspiegellagen der stromab gelegenen Gebiete beschrieben werden. Das Poldervolumen beträgt 19,6 Mio. m³ auf einer Fläche von 520 ha. Bei optimaler Steuerung soll bei einem HQ100 der Hochwasserscheitel von 1730 m³/s auf 1300 m³/s gekappt werden und bei einem HQ200 von 2140 m³/s auf 1700 m³/s (Angaben lt. LHW). Bei einem HQ500 sinkt der Durchfluss von 2770 m³/s auf 2330 m³/s.

Für die oben beschriebenen Durchflüsse wurden die Simulationen jeweils mit und ohne Polder durchgeführt. Anschließend wurden die Ergebnisse verglichen. Es wurde jeweils eine optimale Poldersteuerung angenommen. Modelltechnisch wurde die Nutzung des Polders über die Randbedingung gesteuert. Die Auswirkungen wurden unter dem Aspekt des Wasserstandes beim Spitzendurchfluß betrachtet. Zum einen wurden die maximalen Unterschiede im Gesamtgebiet, zum anderen die Unterschiede an ausgewählten Stellen im Gebiet betrachtet (Bitterfeld, Raguhn, Jeßnitz). Insgesamt führt die Nutzung des Polders zu einer Absenkung des Wasserstandes im betrachteten Gebiet zwischen 10 und 25 cm beim HQ100 sowie zwischen 10 und 20 cm beim HQ200 und beim HQ500 (Abb. 5.12). Die Wirkung des Polders ist für das HQ100 größer als für das HQ200 und HQ500.

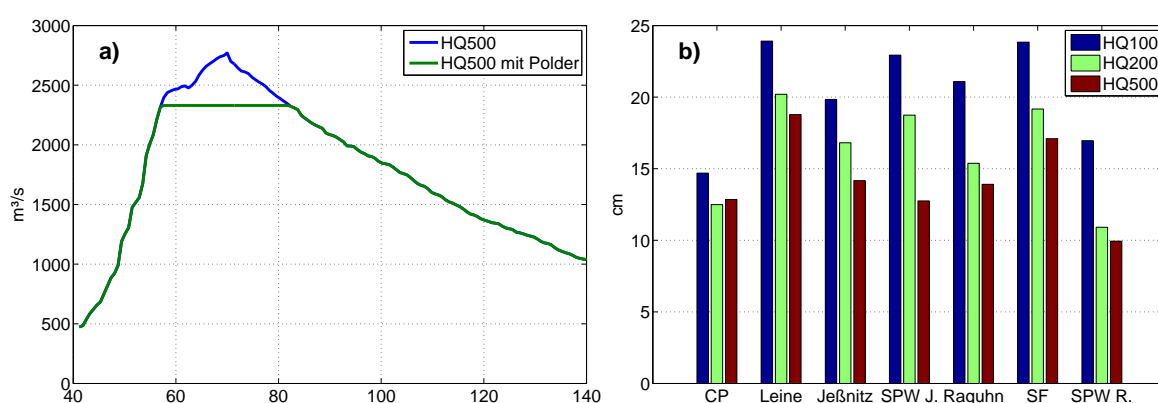


Abbildung 5.12.: Wirkung des Polders Rösa auf das Überflutungsgeschehen. a) Scheitelkapung für das Bemessungshochwasser HQ500. Das Poldervolumen von 19,6 Mio. m^3 entspricht der Differenz der Integrale unter den beiden Kurven. b) Die maximalen Differenzen während des Spitzenabflusses an verschiedenen Stellen des Untersuchungsgebietes (CP - Chemiepark, SPW J. - Spittelwasser Jeßnitz, SPW R. - Spittelwasser Raguhn, SF - Salegaster Forst)

5.2. Modellierung des Sediment- und Stofftransports

Die Transportmodellierung wurde mit einem von der Hydraulik entkoppelten Modell durchgeführt. Die Ergebnisse der Strömungsmodellierung bildeten die Grundlage für den Stofftransport unter der Annahme, dass die morphologischen Veränderungen im Gebiet durch Erosion, Sedimentation und die physikalischen und biochemischen Eigenschaften das Strömungsverhalten nicht wesentlich beeinflussen und die entsprechenden Rückkopplungen vernachlässigt werden können. Es wurden für alle in Tabelle 4.5 aufgeführten Szenarien Transportszenarien berechnet. In dieser Arbeit werden jedoch nur einige Fälle ausgewählt, um das Prinzip zu

verdeutlichen. Vergleichende Messdaten zur Sedimentation und Konzentrationen von Schwebstoffen zur Definition der Randbedingungen liegen nur für das Frühjahrshochwasser 2006 (HQ10) vor. Mit diesen Sedimentationsmessungen wurde das Modell kalibriert. Für die Validierung lagen keine Daten vor, da es schwierig ist, für die Modellierung von räumlich verteilten Sedimentationsraten verlässliche Messungen insbesondere für größere Gebiete zu erhalten. Deshalb wird in dieser Arbeit ein neu entwickeltes semi-quantitatives Verfahren zur Validierung solcher Ergebnisse vorgeschlagen (vgl. Abschnitt 5.3). Die Berechnungen der Sediment- und Stofftransportszenarien wurden durch Schulz et al. (2009) im Rahmen der Fallstudie durchgeführt.

5.2.1. Sedimenttransport

Die Sedimentationsraten wurden durch Lösung der tiefengemittelten Transportgleichungen (Gl. 2.5) und Berechnung der Nettosedimentation gemäß der Gleichungen 2.6 bis 2.8 ermittelt. Der Vergleich der Sedimentationsmuster zwischen den häufigeren Überschwemmungen und den extremen Hochwässern zeigt deutliche Unterschiede. Bei einer angenommenen Dichte des abgelagerten Sediments von 1600 kg/m^3 erkennt man fast im gesamten überströmten Gebiet Sedimentationsraten zwischen wenigen Millimetern und mehreren Zentimetern für das Szenario HQ10 (Abb. 5.14-a). Die Bereiche mit höheren Sedimentationsraten (südöstlicher Bereich des Modellgebietes) widerspiegeln die heterogene Geländemorphometrie mit vielen Senken im Bereich des Salegaster Forstes. Im Gegensatz dazu findet bei den Szenarien HQ100, HQ200 und HQ500 (Abb. 5.14-b und 5.16) an gleicher Stelle aufgrund der höheren Strömungsgeschwindigkeiten nahezu keine Sedimentation statt. Dafür akkumuliert am Rand der Überschwemmungsfläche Sediment bis zu 0,5 m in lokal begrenzten Flächen. Die Ablagerungsmuster der drei extremen Szenarien ähneln sich, da die zeitlichen Verläufe der hydraulischen Randbedingungen ähnlich sind und auch die Ganglinien der Schwebstoffkonzentration die gleichen sind. Die Schwebstoffe lagern sich hauptsächlich beim Abflauen des Hochwassers ab, wenn das Wasser zurückgeht, die Geschwindigkeit sinkt, die Turbulenz abnimmt und die Partikel absinken können (Abb. 5.13). Während des Hochwassers 2006 wurden lediglich an vier Stellen Sedimentationsraten und Schwermetallgehalte mittels Sedimentationsfallen nach der Methode von Krüger et al. (2006) bestimmt. Die berechneten und gemessenen Sedimentationsraten sind in Tabelle 5.1 gegenübergestellt. An den Probenahmestellen Aue südlich Muldenstein Plateau und Senke stimmt die Größenordnung überein. An den anderen beiden Probenahmestellen unterschätzt das Modell den Eintrag stark. Das kann daran liegen, dass in der Realität gerade im Uferbereich (Aue südlich Muldenstein, Ufer) bis zur Bergung der Sedimentfallen weiter Material deponiert wird, während das modellierte Szenario zu einem definierten Zeitpunkt beendet wurde, bis zu dem nur eine geringe Sedimentation an den entsprechenden Stellen auftrat. Ähnlich kann es sich an Hindernissen (Aue

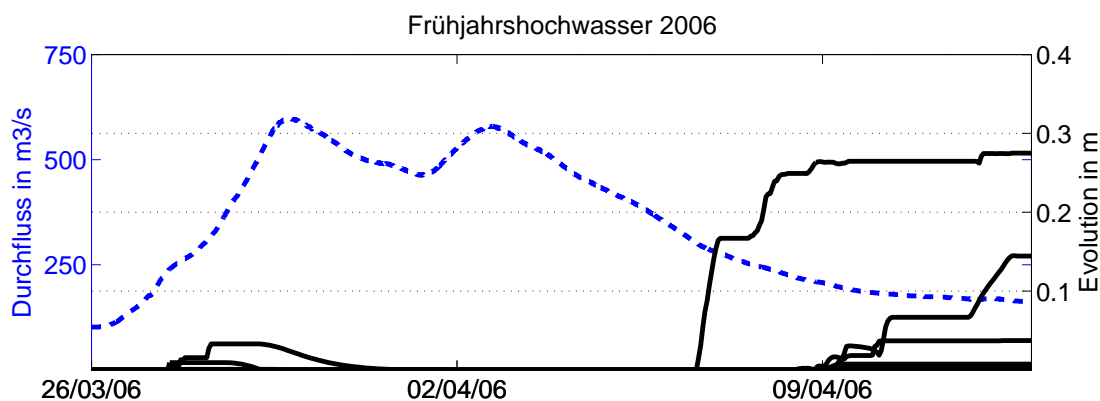


Abbildung 5.13.: Berechnete Sedimentationsraten für das Szenario HQ10 (Fröhjahrshochwasser 2006, Ganglinien für ausgewählte Rechenknoten in der Nähe von Sedimentmatten). Deutlich ist das prinzipielle Verhalten der transportierten Schwebstoffe zu erkennen. Während bei zunehmendem Durchfluss abgelagertes Material weiter transportiert wird, lagert sich bei abnehmendem Durchfluss Material ab.

bei Jeßnitz, Weide) verhalten. Um ein Sedimenttransportmodell für ein Szenario kalibrieren zu können, sind jedoch weit mehr Messungen notwendig.

Tabelle 5.1.: Gemessene und modellierte Sedimentationsraten

Ort	Gemessenen [g/cm ²]	Modelliert [g/cm ²]	Modelliert [cm]
Aue südlich Muldenstein, Ufer	646	16	0,01
Aue südlich Muldenstein, Plateau	323	496	0,31
Aue südlich Muldenstein, Senke	202	512	0,32
Aue bei Jeßnitz, Weide	447	6	0,004

5.2.2. Modellierung des Stofftransports am Beispiel von Zink

Am Beispiel von Zink soll der Transport eines Stoffes im Untersuchungsgebiet erläutert werden. Die Ergebnisse der Modellierung für Arsen, Blei und Quecksilber sind in (Schulz et al., 2009), weitere Ergebnisse für Cadmium, DDX und HCH in (Sauer, 2013) zu finden. Die Bestimmung der Konzentrationen im abgelagerten Sediment wird durch die Lösung des Partitionierungsmodells (Gl. 2.11 und 2.12) bestimmt. Die Konzentration der partikulären Phase C_{part} entspricht der Konzentration im abgelagerten Sediment. Die Randbedingungen wer-

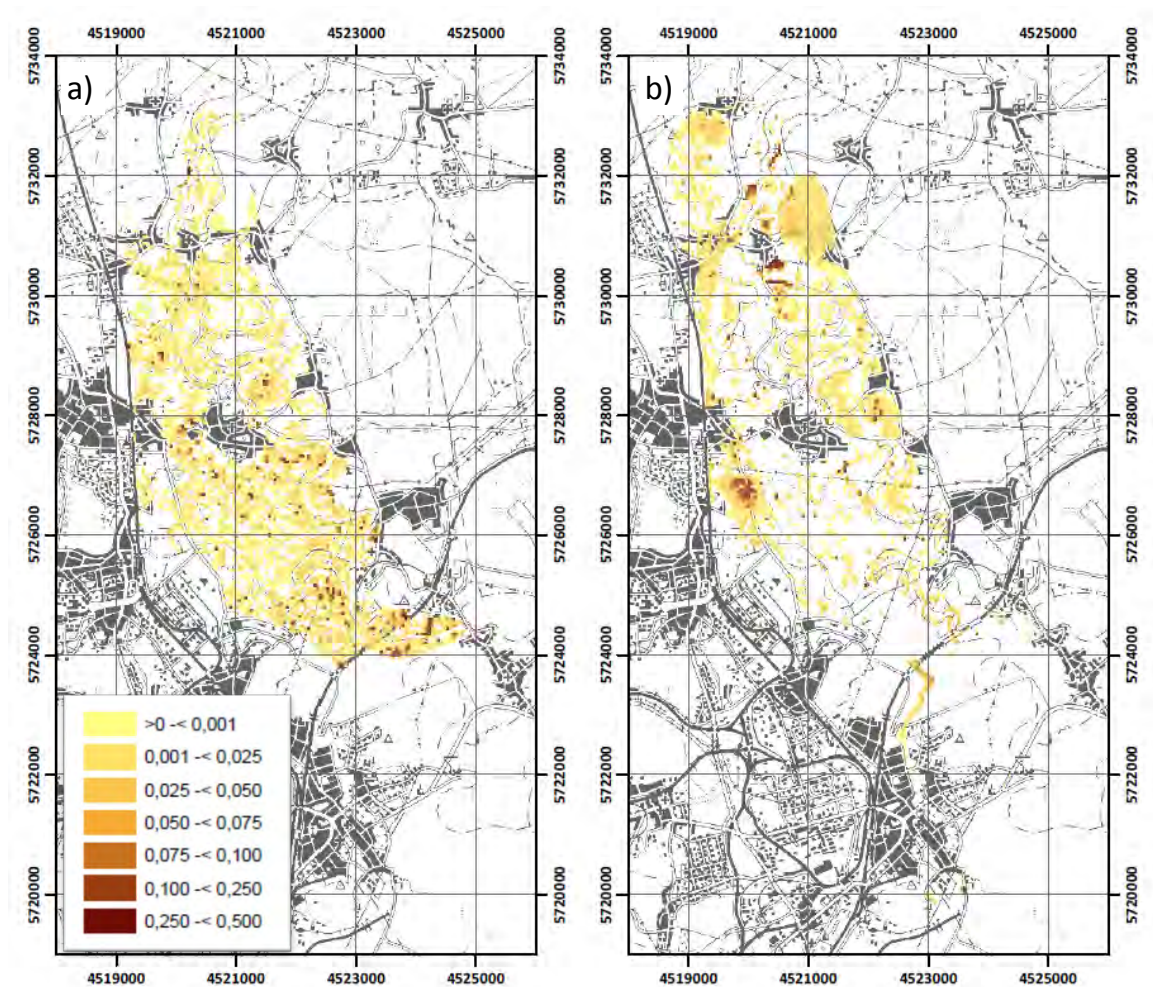


Abbildung 5.14.: Modellerte Ablagerungsmächtigkeit [m] für a) ein HQ10 (HW 2006) und b) ein HQ100 mit Polder Rösa. Kartographische Bearbeitung: Sauer (2013), Datengrundlage: Modellierung Schulz et al. (2009) und TK100, Bundesamt für Kartographie und Geodäsie.

den am Einströmrund des Rechengebietes definiert und wurden aus Messungen während des Frühjahrshochwassers 2006 abgeleitet und auf alle anderen Szenarien übertragen. Die wenigen gemessenen Werte wurden dabei linear interpoliert über den Simulationszeitraum verteilt. Die Konzentration von Zink in der wässrigen Phase betrug $28 \mu\text{g/l}$ und nahm auf $24 \mu\text{g/l}$ ab. Die partikuläre Konzentration am Einströmrund wurde auf 970 mg/kg zu Beginn und 1140 mg/kg am Ende der Simulation gesetzt. Ein großer Anteil am Gesamttransport wird partikulär durch das Gebiet transportiert. Als Anfangsbedingungen für die partikulären Konzentrationen wurden die im Abschnitt 4.3.2 beschriebenen Daten der Oberbodenkonzentrationen genutzt. Die kinetische Ratenkonstante k_1 wurde auf $0,02 \text{ s}^{-1}$ gesetzt, der Partitionierungskoeffizient

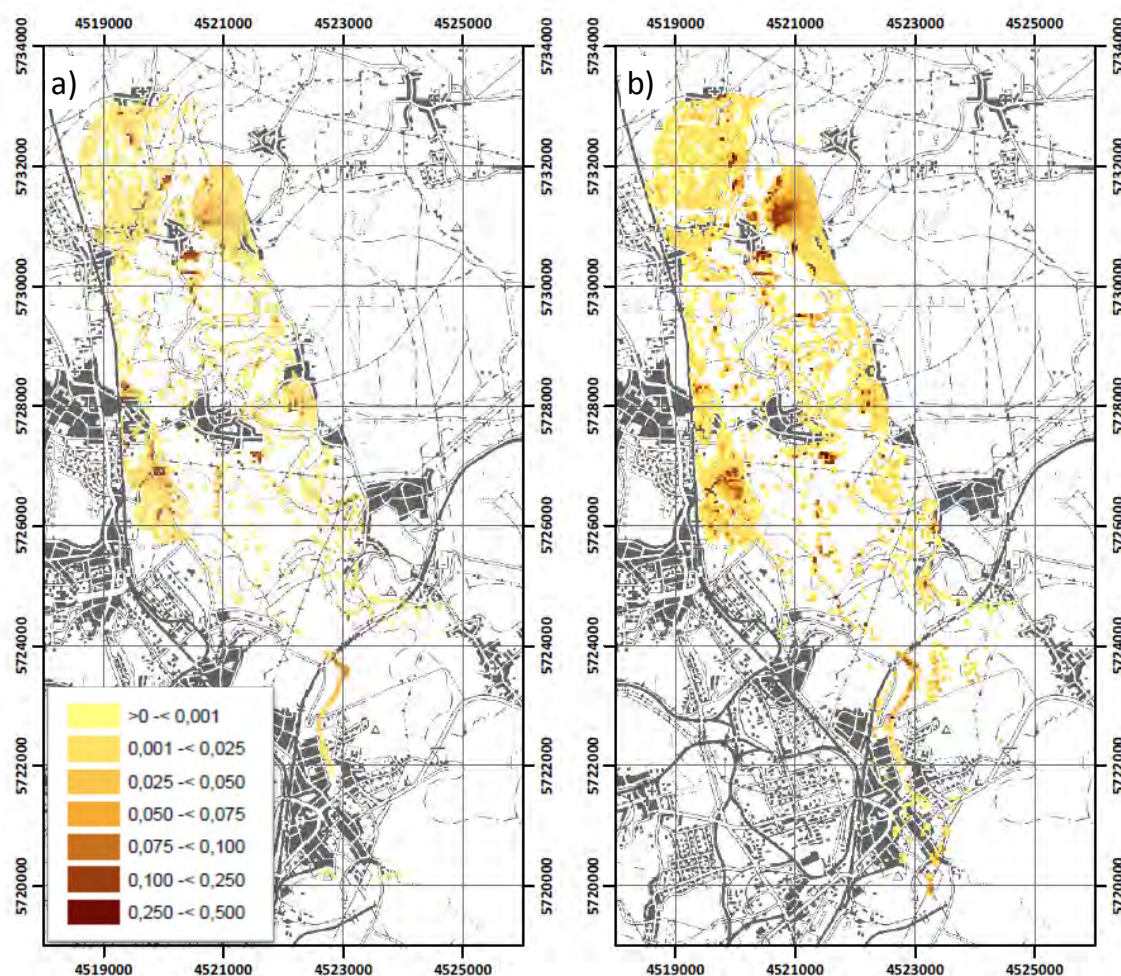


Abbildung 5.15.: Modellerte Ablagerungsmächtigkeit [m] für a) ein HQ200 und b) ein HQ500 mit Polder Rösa. Kartographische Bearbeitung: Sauer (2013), Datengrundlage: Modellierung Schulz et al. (2009) und TK100, Bundesamt für Kartographie und Geodäsie.

K_D für den Phasenaustausch zwischen gelöster und partikulärer Phase wurde der Literatur entnommen und auf 300 g/l gesetzt. Der Einfluss von Unsicherheiten der Rand- und Anfangsbedingungen auf die Ergebnisse des Modells wird im Abschnitt 5.4.2 betrachtet. Ausgehend von einer Konzentration kleiner als 500 mg/kg im gesamten Untersuchungsgebiet zeigt das Szenario HQ500B (unter Berücksichtigung des Polders Rösa) eine Erhöhung der Konzentrationen im oberflächlich abgelagerten Sediment an den in der Abbildung 5.16-b ersichtlichen Stellen. Auf eine inhaltliche Bewertung der Auswirkungen dieser Sedimentverlagerungen und des damit verbundenen Eintrags von Schwermetallen in die landwirtschaftlich genutzten Flächen wird in dieser Arbeit verzichtet. Dazu sei auf die Dissertation von Sauer (2013) verwiesen,

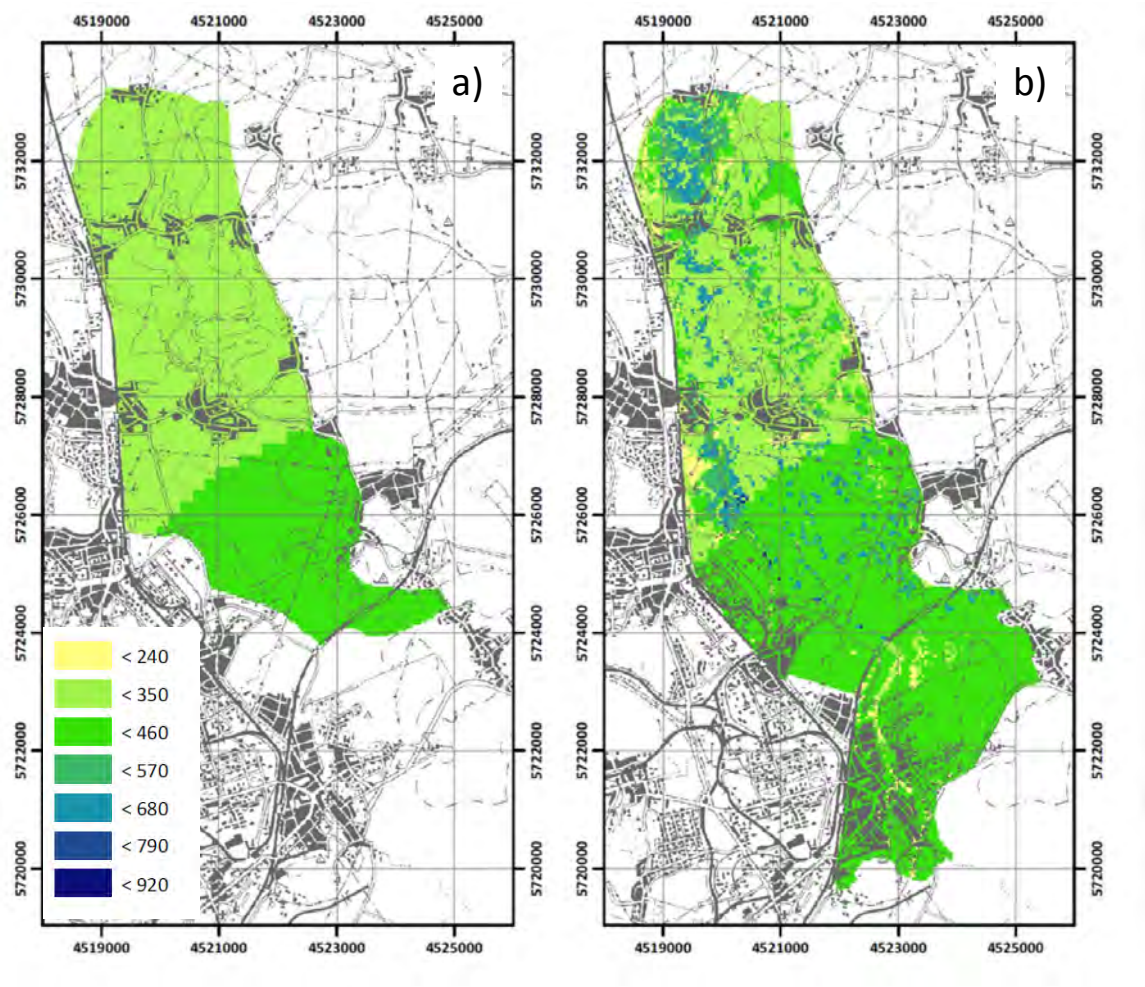


Abbildung 5.16.: Änderung der Konzentration von Zink in den Oberflächensedimenten nach einem hypothetischen Extremhochwasserereignis (HQ500). a) gemessene und interpolierte Konzentration [mg/kg TS], im Modell als Ausgangsbasis genutzt und b) modellierte Konzentration nach dem Szenario HQ500 mit Polder Rösä. Kartographische Bearbeitung: Sauer (2013), Datengrundlage: Modellierung Schulz et al. (2009) und TK100, Bundesamt für Kartographie und Geodäsie.

in der eine Risikobewertung für verschiedene Schwermetalle (Arsen, Cadmium, Quecksilber, Blei, Zink) und organische Verbindungen (Summe HCH, DDX) vorgenommen wurde. Dabei wurden verschiedene Übertragungspfade betrachtet (Boden - Mensch, Boden - Pflanze) und Risikokarten generiert.

5.3. Ein neues Verfahren zur semi-quantitativen Validierung von berechneten Sedimentationsraten kohäsiver Sedimente

Die Verteilung der Feinsedimente in den Überflutungsflächen nach Hochwässern ist sehr heterogen. Numerische Modelle zur Berechnung der räumlichen Verteilung sind schwer zu kalibrieren und zu validieren, weil kleinräumige Änderungen im Sedimentationsgeschehen häufig nur unzureichend mit Daten zu belegen sind (Büttner et al. (2006); Baborowski et al. (2007a); Krüger et al. (2006), vgl. Abschnitt 5.2.1). Es ist insbesondere bei extremen Hochwässern, aber auch bei moderaten Überschwemmungen, logistisch nicht einfach, entsprechende Messungen durchzuführen.

Der direkte Vergleich gemessener und modellierter Größen ist der quantitativen Analyse und Bewertung von Modellierungsergebnissen zuzuordnen. Ein Beispiel hierfür sind gemessene und modellierte Abflüsse in hydrologischen Modellen an einem bestimmten Pegel. Liegen keine Messwerte vor, weil die modellierte Größe nicht direkt messbar oder die Messung zu aufwendig ist (wie z.B. räumlich hoch aufgelöste Sedimentationsraten), können qualitative Verfahren angewandt werden. Dabei werden zusätzliche Informationen und Plausibilitätsüberlegungen hinzugezogen, um eine Bewertung abgeben zu können. Ein semi-quantitatives Verfahren (wie das im folgenden Abschnitt vorgestellte) steht zwischen Verfahren der quantitativen und der qualitativen Bewertung von Modellergebnissen.

Bei semi-quantitativen Verfahren wird an Stelle der nicht direkt oder nur sehr aufwändig zu messenden Größe eine direkt oder einfach zu messende Größe verwendet. Zwischen beiden Größen muss ein Zusammenhang bestehen, der formuliert und begründet werden muss. Etwaige Annahmen und Voraussetzungen für die Gültigkeit des Zusammenhangs müssen beschrieben werden. Dann wird die einfacher messbare Größe zur Bewertung der Güte von Modellergebnissen genutzt.

5.3.1. Das Verfahren im Überblick

Eine vom aktuellen Hochwasserereignis unabhängige Methode zur semi-quantitativen Validierung von Sedimentationsraten soll in diesem Abschnitt beschrieben werden. Die Idee besteht in der Annahme A, dass die Konzentration der Schwermetalle im Boden, die durch die an die Feinpartikel (Ton und Silt) gebundenen Schadstoffe über Hochwässer eingetragen wurden, durch die lokalen morphologischen Gegebenheiten bestimmt werden. Letztere legen fest, wie sich das Strömungsregime ausbildet, wie oft und wie lange eine bestimmte Fläche überschwemmt wird und ob sich viele oder wenige Feinsedimente ablagern werden. Umgekehrt kann man aus den Schadstoffkonzentrationen im Oberboden (aus den oberen 15 cm) auf die Sedimentationsrate schließen und somit ein Depositionsmodell validieren, vorausgesetzt die Beprobungstiefe ist größer als die Sedimentation im Betrachtungszeitraum. Die

Validierung findet semi-quantitativ statt. Damit ist gemeint, dass man aus den gemessenen Bodenkonzentrationen nicht direkt auf die Sedimentationsrate für ein einzelnes Hochwasserereignis schließen kann, da es sich um einen integrierten Wert über eine ganze Reihe von Hochwasserereignissen handelt. Jedoch ist es möglich, Aussagen zu treffen, ob ein plausibles Modellergebnis vorliegt oder nicht. Plausibel sind die berechneten Sedimentationsraten dann, wenn sie den getroffenen Annahmen nicht widersprechen.

Die an die Feinsedimente gebundenen Schwermetalle werden als Tracer für den Sedimenteintrag genutzt (Abb. 5.17). Zunächst soll die Annahme A der Konzentrationsverteilung im Oberboden (obere 15 cm) erläutert werden. Auf dieser Annahme basiert das vorgeschlagene Verfahren.

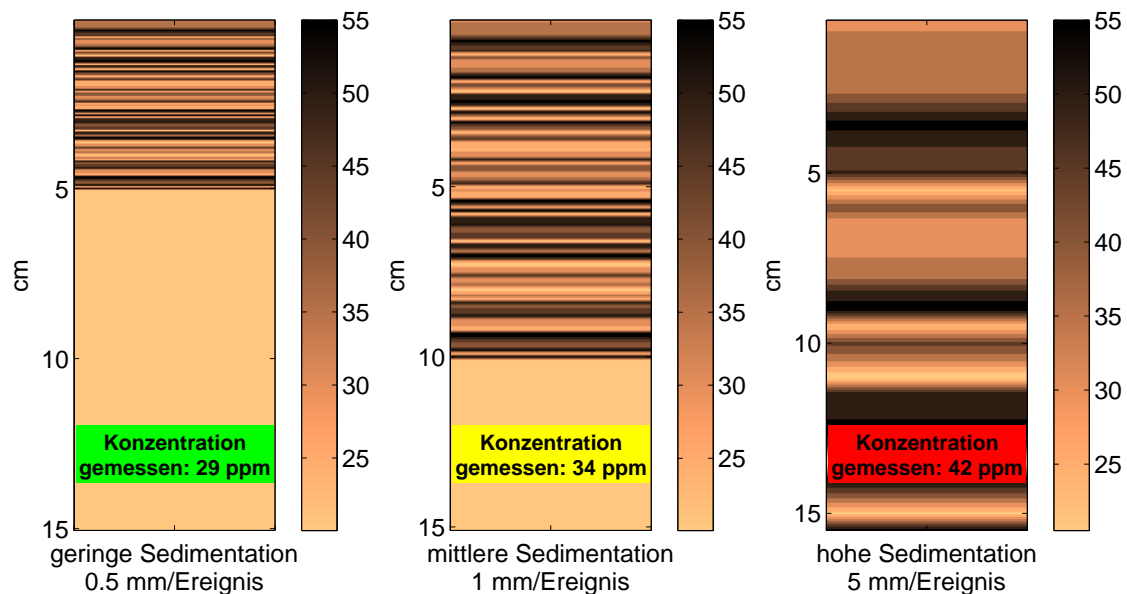


Abbildung 5.17.: Schematische Darstellung von Schwermetallkonzentrationen [ppm] im Oberboden in Folge der abgelagerten Feinsedimente. Exemplarisch sind drei Oberbodenproben mit typischen Sedimentationsverhältnissen dargestellt. Zur Berechnung der Konzentrationen in den Schichten wurden verschiedene Hochwässer mit jeweils konstanten Konzentrationen der partikulär transportierten Elemente jedoch unterschiedlichen Sedimentationsraten angenommen. In der Abfolge der Hochwässer schwankten die Konzentrationen zunächst um einen geogenen Hintergrundwert, später um einen mittleren Wert. Abhängig von der Sedimentationsrate ist eine bestimmte Anzahl von Ereignissen notwendig, um 15 cm Boden aufzubauen: 0,5 mm/Ereignis - 300 Ereignisse, 1 mm/Ereignis - 150 Ereignisse, 5 mm/Ereignis - 30 Ereignisse

Die Konzentrationen der partikulär transportierten Schwermetalle bewegten sich bis zur Zeit der industriellen Revolution um die geogenen Hintergrundwerte. Erst mit der Industrialisierung wuchs die Belastung der Sedimente vor allem durch Bergbau und Industrie. Wird nun eine Oberbodenprobe in einer Überschwemmungsfläche entnommen, ist die mittlere Schwermetallkonzentration umso höher, je größer die mittlere Deposition an dieser Stelle ist. Flächen im Gelände, die repräsentativ für niedrige Depositionsraten sind (z.B. Plateauflächen oder flussferne Standorte, Abb. 5.17, links) enthalten mehr Bodenanteile mit niedriger Konzentration und haben damit insgesamt eine geringere Konzentration an Schwermetallen. Im Gegensatz dazu führen größere Depositionsraten dazu, dass kein unbelasteter Boden in der Oberbodenprobe enthalten ist (Abb. 5.17, rechts) und folglich die mittlere Schwermetallkonzentration dort größer ist. Um die berechneten Sedimentationsraten auf Plausibilität zu prüfen oder semi-quantitativ zu validieren, werden diese zunächst räumlich mit den gemessenen Schwermetallkonzentrationen in Beziehung gesetzt. Dabei hängt es von der Anzahl und räumlichen Verteilung der Proben ab, ob nur an den Probenstellen eine Überprüfung durchgeführt wird oder ob mit Hilfe einer räumlich interpolierten Schwermetallkonzentration für alle Knoten eines Berechnungsgitters eine Validierung erfolgen soll. Das prinzipielle Vorgehen ist gleich. Im folgenden wird das Verfahren an Hand einzelner Bodenmesswerte erklärt (Abb. 5.18). Die Bodenprobe wird als repräsentativ für eine räumliche Umgebung betrachtet, die durch einen Radius r_d um die Koordinaten der Bodenprobe bestimmt wird. Eine mittlere modellierte Sedimentationsrate S_{mod} wird dann über alle Knoten innerhalb des Kreises mit dem Radius r_d für alle gemessenen Bodenproben C_{gem} ermittelt, so dass nun eine Reihe von n Paaren $P(S_{mod}, C_{gem})$ für die Analyse zur Verfügung steht, wobei n die Anzahl der Bodenproben bezeichnet. Nun werden die modellierten Sedimentationsraten in k Klassen eingeteilt und die gemessenen Konzentrationen gemäß den Klassen z.B. in Form von Balkendiagrammen dargestellt. Die Einteilung der Klassen der Sedimentationsraten kann mit Hilfe von Perzentilen festgelegt werden und hängt vom betrachteten Gebiet ab. Unter Gültigkeit der Annahme A sollten die Mediane der gebildeten Klassen in Richtung zunehmender Sedimentation monoton wachsen. Ist dies der Fall, kann geschlussfolgert werden, dass die berechneten Sedimentationsraten plausibel gemäß Annahme A sind. Eine schematische Darstellung des Verfahrens zeigt (Abb. 5.19). Dieses Verfahren wird als semi-quantitative Validierung bezeichnet und wird an den im Abschnitt 5.2.1 vorgestellten Ergebnissen sowie an Literaturdaten getestet.

5.3.2. Anwendung des semi-quantitativen Verfahrens auf die Modellierungsergebnisse in der der Muldeaue

Das Verfahren wurde auf die Ergebnisse des Szenarios HQ10 angewandt, da für dieses Szenario die Randbedingungen des Modells realistisch abgebildet werden konnten. Zur Validierung des Modells standen 126 Oberbodenproben aus dem Modellgebiet zur Verfügung (vgl. Abschnitt

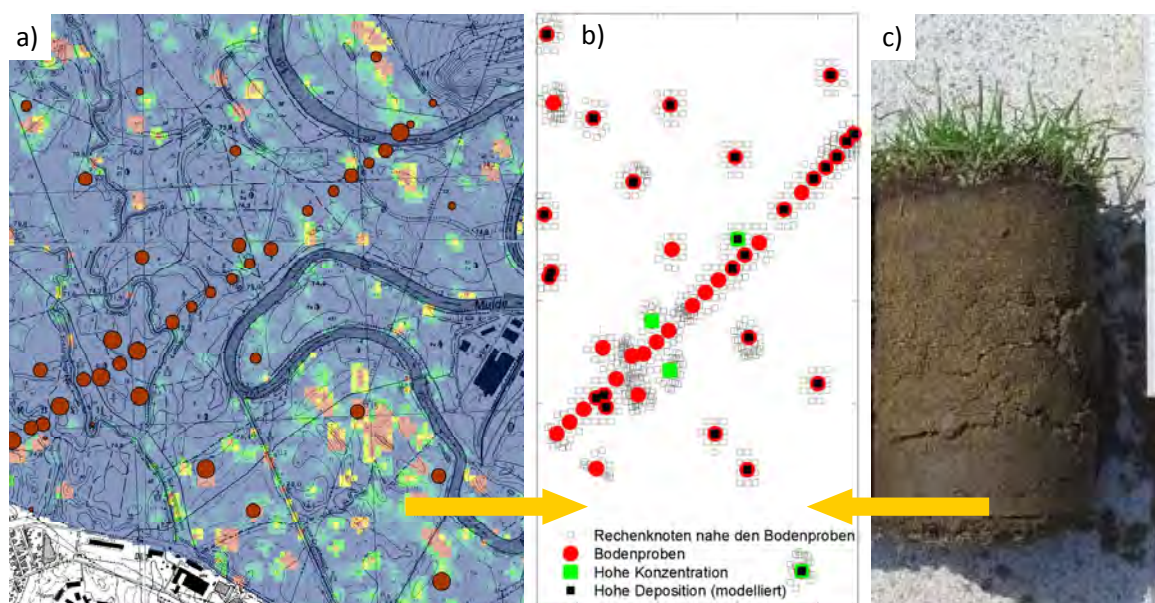


Abbildung 5.18.: Prinzipielle Darstellung der Zusammenführung der modellierten Sedimentationsraten und der gemessenen Schwermetallkonzentrationen im Oberboden.
 a) Modellierte Sedimentationsraten HQ500A (blau geringe, orange höhere Sedimentation). Die roten Punkte zeigen die Stellen der Bodenproben an;
 b) Zuordnung der Bodenproben zu bestimmten Rechenknoten und c) typische Oberbodenprobe

4.3.2). Als Prüfelemente wurden Arsen (As), Cadmium (Cd) und Zink (Zn) ausgewählt. Die modellierten Sedimentationsraten wurden gemäß des Verfahrens in Klassen eingeteilt. Die Anzahl der Klassen variiert, $k = 3, 4, 6$ und 8 (Abb. 5.20).

Zuerst wurden die Sedimentationsraten in drei Klassen eingeteilt: i) $D_{mod} < 0,1$ mm (geringe Sedimentation), ii) $0,1 \text{ mm} < D_{mod} < 1$ mm (mittlere Sedimentation) und iii) $D_{mod} > 1$ mm (hohe Sedimentation). Die Festlegung der Klassengrenzen ist subjektiv, wird jedoch unterstützt durch Ergebnisse in einem Auengebiet der mittleren Elbe, in der Sedimentationsraten zwischen $0,07$ mm und 8 mm ermittelt wurden (Krüger et al., 2006). Für diese Einteilung sind die Bedingungen für eine erfolgreiche Validierung erfüllt, für die ausgewählten Elemente ist ein klarer positiver Trend erkennbar (Abb. 5.20). Erhöht man die Anzahl der Klassen (Wahl der Klassengrenzen über Perzentile), bleibt der Trend für Cadmium und Zink erhalten, für Arsen ist der Zusammenhang nicht mehr deutlich gegeben (Abb. 5.20). Das unterschiedliche Verhalten der Elemente hängt damit zusammen, wie groß der Anteil des Gesamtgehaltes ist, der partikulär gebunden transportiert wird. Je höher der Anteil ist, um so deutlicher sollte der Zusammenhang sein. Wie groß der Anteil tatsächlich ist, hängt wiederum von der Herkunft der Schwebstoffe und den chemisch physikalischen Bedingungen im Fluss

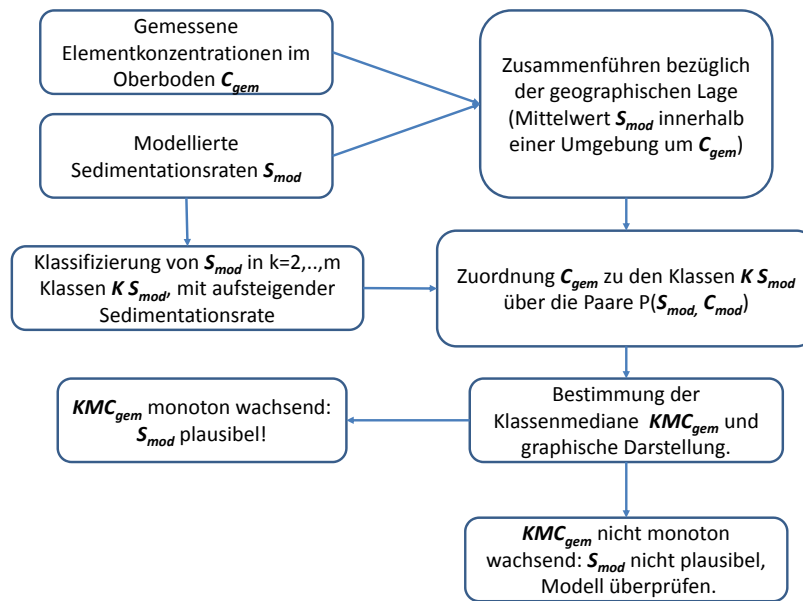


Abbildung 5.19.: Schematischer Ablauf des Verfahrens zur semi-quantitativen Validierung von modellierten Sedimentationsraten

ab. Für die Bewertung von modellierten Sedimentationsraten sollten im günstigen Fall immer mehrere Elemente betrachtet werden.

Das Verfahren zeigt für das betrachtete Beispiel, dass die berechneten Sedimentationsraten plausibel sind.

5.3.3. Anwendung auf ein Beispiel aus der Literatur

Die Daten für das in diesem Abschnitt betrachtete Fallbeispiel stammen aus Überflutungsflächen von Nebenflüssen des Unterrheins und wurden der Literatur entnommen (Middelkoop, 2002). Sie sind im Abschnitt 4.3.4 beschrieben. Für diese Daten wurde das Verfahren der semi-quantitativen Validierung von berechneten Sedimentationsraten angewandt. Aufgrund des relativ geringen Probenumfangs wurden der Datensatz zunächst in zwei ($D_{mod} \leq 1$ mm und $D_{mod} > 1$ mm), später in drei Klassen unterteilt und die Bewertung für Zink, Blei und Kupfer durchgeführt (Abb. 5.21). Für alle drei Elemente und beide Klassifizierungen zeigt sich ein deutlicher positiver Trend der Klassenmediane, so dass die Berechnung der Sedimentationsraten bezüglich der Annahme A als durchaus plausibel bewertet werden kann.

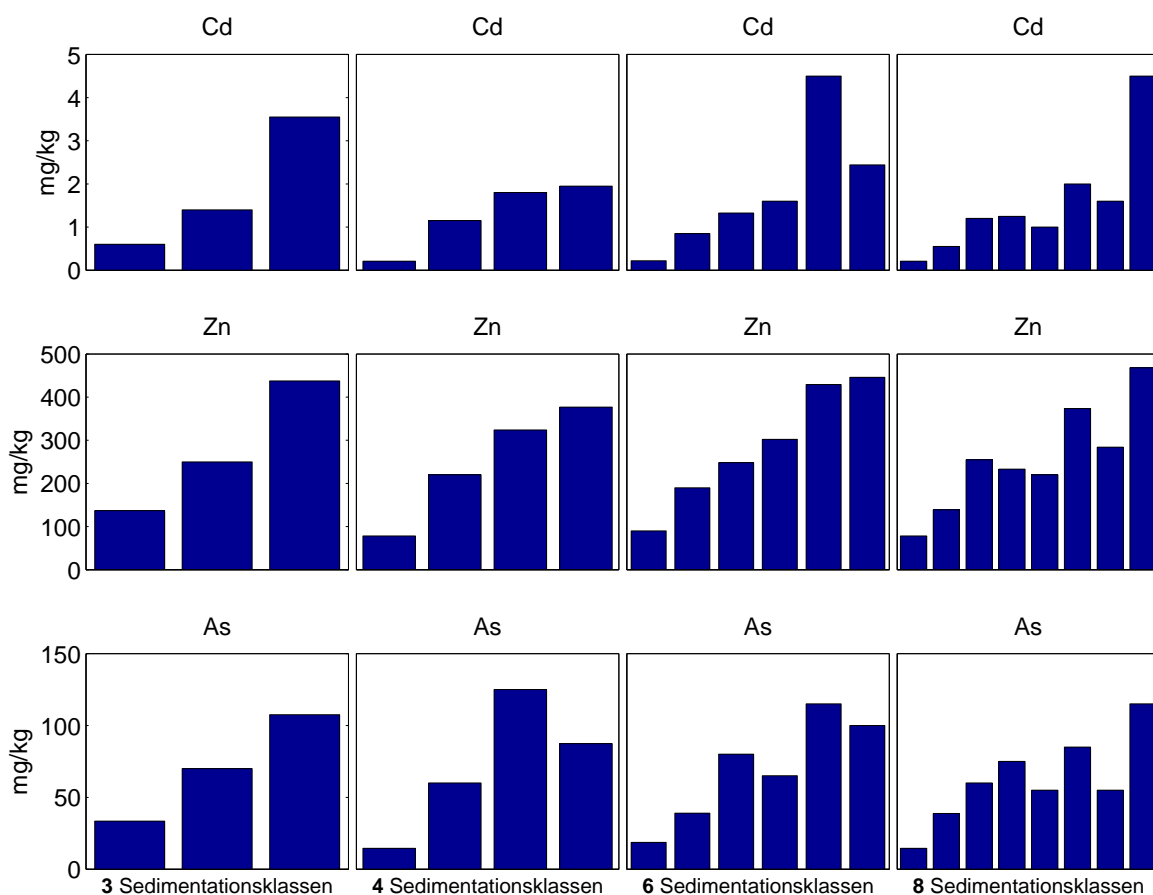


Abbildung 5.20.: Semi-quantitative Überprüfung modellierter Sedimentationsraten an Hand der gemessenen Konzentrationen (Klassenmedian) von Arsen, Cadmium und Zink. Variation der Anzahl der auf der Grundlage der modellierten Sedimentationsraten gebildeten Klassen (3, 4, 6 und 8).

5.3.4. Diskussion des Verfahrens

Die Messung der Konzentration im Oberboden ist komplett unabhängig von den Modellergebnissen und ist damit sehr gut zur Validierung geeignet. Ein direkter Vergleich zwischen modellierten und gemessenen Werten ist bei dem vorgestellten Verfahren jedoch nicht möglich, was in der Natur semi-quantitativer Verfahren begründet liegt. Der größte Vorteil des vorgestellten Verfahrens gegenüber ereignisbezogenen Methoden besteht in der Unabhängigkeit der Probenahme von den Hochwasserereignissen. Die betrachteten Flächen können somit beliebig detailliert beprobt werden und der Probenahmezeitpunkt kann so gewählt werden, dass optimale Bedingungen herrschen. Die Nutzung der mittleren Schwermetallkonzentrationen aus den Oberbodenproben als natürliche Tracer ist aus Sicht der Probenvorbereitung und

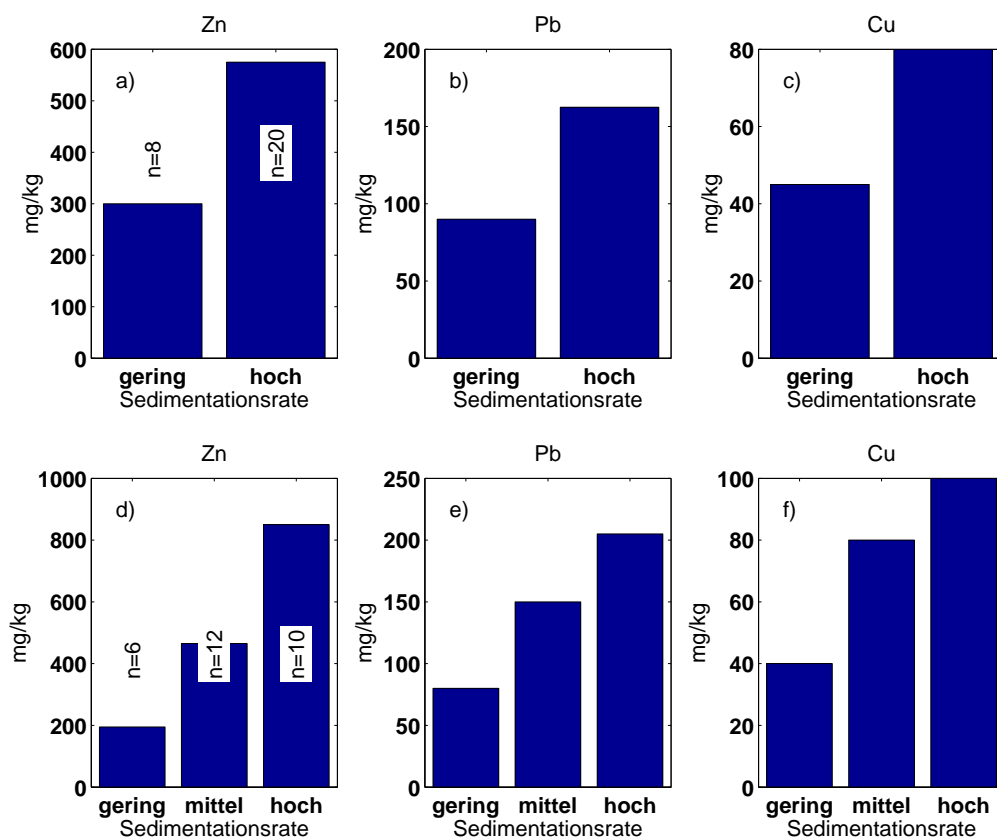


Abbildung 5.21.: Semi-quantitative Überprüfung von modellierten Sedimentationsraten an Hand der gemessenen Konzentrationen von Zink, Blei und Kupfer. Variation der Anzahl der auf der Grundlage der modellierten Sedimentationsraten gebildeten Klassen. a) bis c) - zwei Klassen, d) bis f) drei Klassen.

des zeitlichen Aufwandes für die Analytik deutlich günstiger als die Isotopendatierungen. Die Ergebnisse liegen schneller vor und kosten weniger.

Das Verfahren kann jedoch nicht ohne Voraussetzungen in jeder Fläche eingesetzt werden. Es müssen Unterschiede im zeitlichen Verlauf des Eintrags von Schwermetallen über die Schwebstoffe in den Boden vorliegen, um diese Unterschiede in Form der Oberbodenkonzentrationen nutzen zu können. Ein Beispiel für belastete und unbelastete Sedimente aus den Überschwemmungsflächen großer Flüsse im Osten Chinas gibt (Zhou et al., 2013). Dort werden Daten aus einer anthropogen stark beeinflussten Fläche (Abb. 5.22-a) und aus einer nicht anthropogen beeinflussten Fläche (Abb. 5.22-b) gegenübergestellt. Wenn also über die Zeit keine Unterschiede in den Konzentrationen der partikelgebundenen Elemente auftreten, können auch keine Schlüsse auf die Sedimentationsraten gezogen werden. Die Konzentration im Oberboden ist dann unabhängig von der Sedimentationsrate.

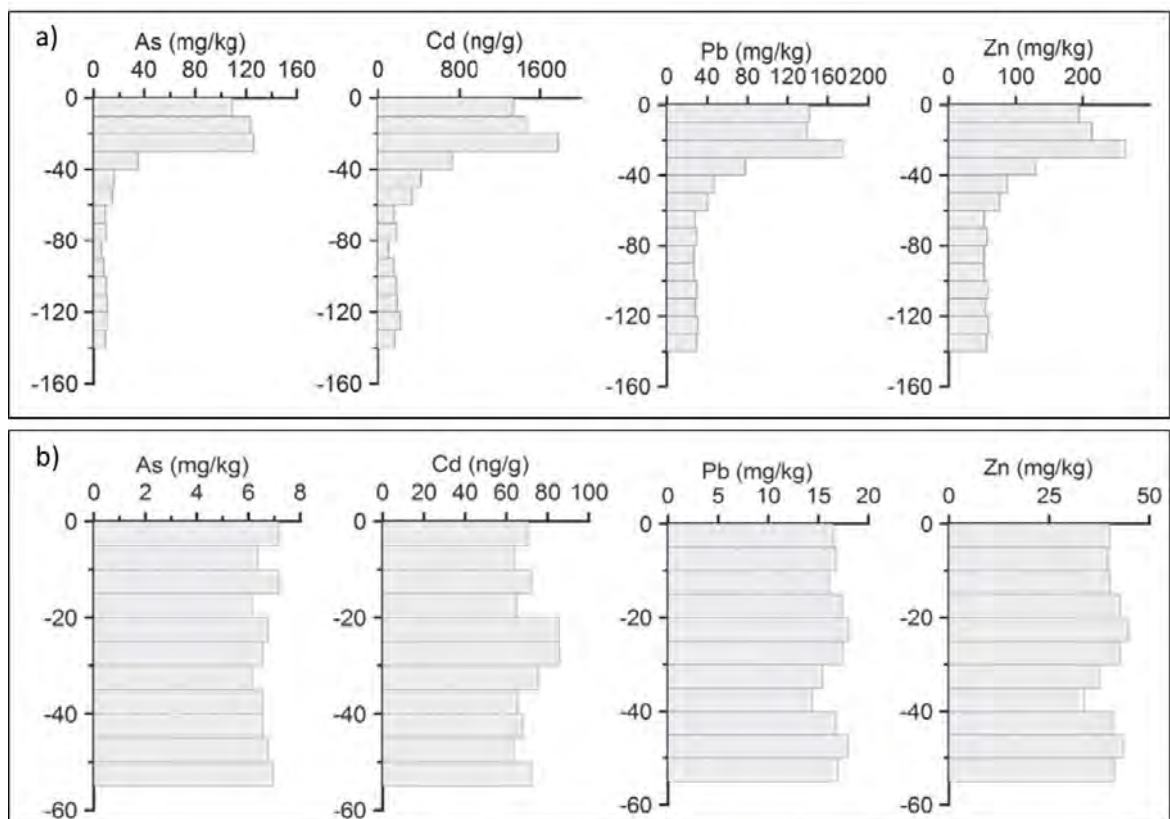


Abbildung 5.22.: Vertikale Verteilung von Schwermetallen in Sedimentkernen aus Überflutungsflächen großer Flüsse in Ost-China (Zhou et al., 2013). a) Vertikale Verteilung von Elementen im Sedimentkern C3 des Dalinghe Flusses, b) Vertikale Verteilung von Elementen im Sedimentkern C8 des Huanghe Flusses. Die beiden Abbildungen aus der Literatur repräsentieren eine anthropogen stark beeinflusste Fläche (a) und eine nicht anthropogen beeinflusste Fläche (b). Für eine semi-quantitative Validierung sind nur Gebiete mit vertikalen Verteilungen der Form (a) geeignet.

In der Praxis ist zu erwarten, dass eine Sedimenttransportmodellierung nur in Gebieten ausgeführt wird, in denen mit einer Belastung gerechnet werden kann. Dort wo Auenflächen potentiell kontaminiert sind, weil sie in belasteten Flusssystemen liegen, kann das Verfahren also gut angewandt werden, indem die Schadstoffe selbst zur Validierung herangezogen werden. In den im vorherigen Abschnitt betrachteten Auengebieten der Mulde bei Bitterfeld als auch am Unterrhein ist diese Voraussetzung gegeben.

Das vorgestellte Verfahren ist robust gegen das Auftreten von extremen Elementkonzentrationen in den Schwebstoffen. So zeigen eigene Berechnungen, dass ein Hochwasser mit einer angenommenen dreifachen der bisher aufgetretenen maximalen Elementkonzentration zwar

zu einer leichten Erhöhung der Konzentration in der Bodenprobe führt, aber nur mit einem Anteil, der von der Sedimentationsrate abhängt. Auf Flächen mit geringer Sedimentation ist dieser Einfluss geringer als auf Flächen mit großer Sedimentation. So wird das relative Verhältnis zwischen den beiden Flächen eher verstärkt und beeinflusst das Verfahren in diesem Sinne nicht.

Die Menge des transportierten Materials, die potentiell zur Sedimentation (und damit zur Schadstoffdeposition) zur Verfügung steht und durch die Schwebstoffkonzentration beschrieben wird, beeinflusst das Verfahren nur dann, wenn die Menge des abgelagerten Materials so groß ist, dass 15 cm Oberbodenprobe nicht mehr ausreichen, um Unterschiede in den Klassenmedianen (Konzentrationen) zu finden. Die Güte und Stärke des vorgestellten Verfahrens ist außerdem abhängig von der Anzahl der Oberbodenproben. Es ist wichtig, dass bezüglich eines Gebietes eine ausreichend große und auch repräsentative Anzahl von Proben vorliegt. Nur dann kann das Verfahren erfolgreich angewendet werden. Das Verfahren versagt, wenn nur in flussnahen Bereichen oder nur in einem ausgewählten Bereich der modellierten Überflutungsfläche Proben genommen würden.

Das Verfahren setzt bei der Wahl der Anzahl der Sedimentationsklassen und bei der Bestimmung der Klassengrenzen als auch bei der Wahl geeigneter Elemente als Tracer Kenntnisse der lokalen Bedingungen voraus. Die Eignung eines Elements als Tracer hängt von der historischen Entwicklung der Belastungssituation im jeweiligen Flussgebiet ab. Wurde die Quelle der Belastung für ein Element geschlossen und für ein anderes nicht, dann ist das erstere nicht für das Verfahren geeignet, das zweite schon (Abb. 5.23). Daher ist es wichtig, die Situation im modellierten Gebiet zu kennen.

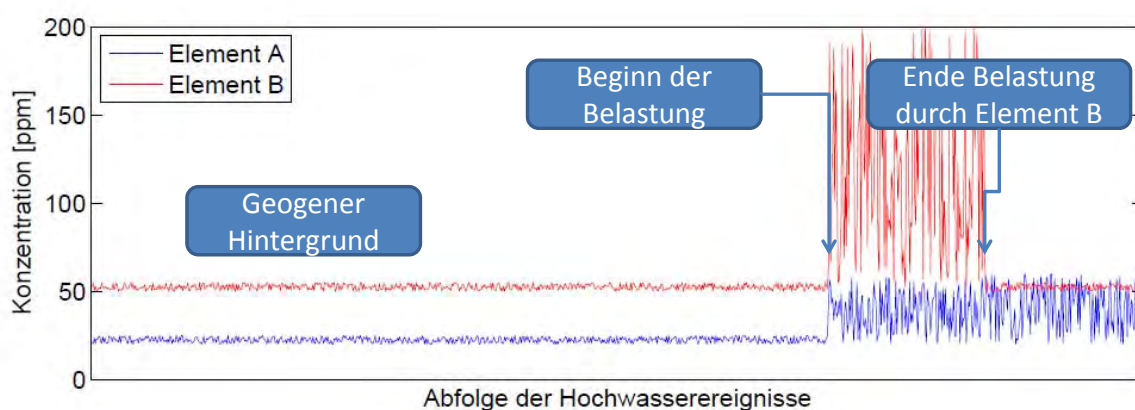


Abbildung 5.23.: Schematische Darstellung einer möglichen zeitlichen Entwicklung der Konzentration von partikulär transportierten Elementen.

Die zugrundeliegende Annahme A ist einfach und muss dem Anwender des Verfahrens bewusst sein. Eine Vielzahl von Faktoren beeinflussen die Konzentration der Schwermetalle im Boden: Umlagerungsprozesse durch Winderosion und während der Flutereignisse, Bodenbearbeitung, Bioturbation, Degradation, chemisch biologische Um- und Abbauprozesse im Boden und nicht zuletzt Transferprozesse zu Pflanzen und in die Atmosphäre. Die genannten Prozesse bestimmen neben der Verteilung von mit der Flut partikulär herantransportierten und abgelagerten Schwermetallen deren räumliche Verteilung in den Überflutungsflächen, werden aber nicht explizit, sondern nur indirekt bei der semi-quantitativen Validierung berücksichtigt.

Zusammenfassung zur semi-quantitativen Validierung von modellierten Sedimentationsraten

Die Validierung von 2D-Sedimenttransportmodellen ist aufgrund der kleinräumigen Variation der Ablagerung von kohäsiven Sedimenten und der an sie gebundenen Elemente und der Schwierigkeit der räumlich verteilten Messung von ereignisbezogenen Sedimentationsraten nicht einfach. Modellerte Sedimentationsraten können mit gemessenen Schwermetallkonzentrationen im Oberboden auf Plausibilität geprüft werden (semi-quantitative Validierung), sofern sich die Belastungssituation der transportierten Schwebstoffe im historischen Zeitrahmen geändert hat und die Konzentrationen deutlich über den geogenen Hintergrundwerten liegen. Der Vorteil des Verfahrens besteht in der Unabhängigkeit der Beprobung von den Hochwasserereignissen.

5.4. Sensitivitätsuntersuchungen der genutzten Modellsysteme

5.4.1. Parameterstudien und Unsicherheiten bei der hydraulischen Modellierung

Bei der hydraulischen Modellierung gibt es eine Reihe von Faktoren, die für die Genauigkeit der Ergebnisse eine Rolle spielen. Im Abschnitt 2.3 wurden diese Faktoren erläutert und die potentiellen Auswirkungen auf die Ergebnisse dargelegt. Dazu gehören die Genauigkeiten des Höhenmodells, Unsicherheiten bei den Randbedingungen, die Güte der Auflösung und Beschreibung des Gebietes durch das Finite-Elemente-Netz sowie die Unsicherheiten bei der Beschreibung der Oberflächenrauheiten durch Stricklerbeiwerte. Alle genannten Faktoren beeinflussen die errechneten Fließgeschwindigkeiten und Wasserstände. In diesem Abschnitt sollen die Fehlerquellen für das betrachtete Untersuchungsgebiet quantifiziert werden. Aufgrund der hohen Rechenzeiten wurde auf die Anwendung komplexer Verfahren verzichtet und nur eine Abschätzung mit Hilfe minimaler und maximaler Parameterwerte ausgeführt.

Die errechneten Ergebnisse wurden, wo es sinnvoll war, mit dem Variationskoeffizienten bewertet, der die Standardabweichung einer Größe mit dem Mittelwert normiert und somit

unabhängig von der Einheit ist. Wird er in Prozent angegeben, nennt man ihn den relativen Variationskoeffizienten (Brown (1998), Kapitel 13):

$$V_{rel} = 100 \cdot \frac{\sigma}{\mu} \quad (5.1)$$

wobei σ die Standardabweichung und μ den Mittelwert des Datensatzes bezeichnet.

Der Einfluss der Rauheiten auf modellierte Wasserstände und Fließgeschwindigkeiten

Der Rauheitswiderstand, der im Modell durch den Strickler-Beiwert beschrieben ist, wird hier als effektiver Kalibrierparameter betrachtet. Er wird in sinnvollen Grenzen variiert, um seinen Einfluss auf Fließgeschwindigkeiten und Wasserstände abzuschätzen. Zur Vereinfachung der Simulation wurden die Rauheiten nur im Fluss und im Vorland unterschieden. Für das Vorland wurden die Stricklerwerte 25, 28, 30 und 33 angewandt, für den Fluss die Werte 30 und 38 (vgl. Tab. 4.2 und Wallisch (1990)). Für alle 8 Kombinationen wurde das Szenario HQ500A (Tab. 1, Überflutung des Chemieparkes) berechnet. Nach dem Passieren des Hochwasserscheitels und der Überflutung des Chemieparkes, zum Zeitpunkt $t = 72$ h wurden die Wasserspiegellagen und Fließgeschwindigkeiten der 8 Szenarien miteinander verglichen. Für ausgewählte Bereiche wurden zunächst alle Knoten im Bereich gewählt. Pro Knoten wurde der Schwankungsbereich (range) bestimmt. Nun wurden die Schwankungen für alle Knoten eines Bereichs in einem Histogramm erfasst, um die Wirkung durch die Veränderungen der Rauheiten abzuschätzen.

Im Bereich Chemiepark unterscheiden sich die verschiedenen parametrisierten Szenarien um bis zu 10 cm (Wasserspiegellage) bzw. 12 cm/s (Fließgeschwindigkeit). Im Mittel liegen die Unterschiede in der Wasserspiegellage unter 5 cm. Die maximalen Änderungen treten dabei im Bereich der Böschung auf, nicht auf der Fläche des Chemieparkes selbst.

Im Bereich Bitterfeld variiert die Wasserspiegellage maximal um 8 cm, die Geschwindigkeiten verändern sich absolut nur sehr wenig, da es sich bei dem Gebiet um einen aufgestauten Bereich handelt.

Im Bereich Greppin verhält es sich wie in Bitterfeld. Aufgrund der insgesamt niedrigen Fließgeschwindigkeiten sind auch die Auswirkungen geänderter Rauheiten relativ gering. In den Bereichen oberhalb von Jeknitz und oberhalb von Raguhn ändern sich die Wasserspiegellagen im Mittel um 18 cm bzw. um 10 cm, die Geschwindigkeitsänderungen liegen im Mittel unter 6 cm/s.

Insgesamt zeigen die numerischen Untersuchungen zum Einfluß der Rauheiten auf die Ergebnisse des Strömungsmodells, dass die Wasserspiegellagen im Mittel um nicht mehr als 18 cm schwanken (Tab. 5.2) und die durchschnittlichen Geschwindigkeitsschwankungen unter 10 cm/s liegen (Tab. 5.3). Der mittlere relative Variationskoeffizient (Gleichung 5.1) für die Wasserspiegellagen beträgt 7 % und für die Strömungsgeschwindigkeiten 9 %.

Tabelle 5.2.: Einfluss der Rauheiten auf die Änderungen der Wasserspiegellagen [cm]

Gebiet	Anzahl Knoten	Mittelwert	Standardabweichung	Maximum
Gesamtgebiet	49808	8	6	20
Chemiepark	201	4	1	7
Bitterfeld	1136	8	1	8
oh. Jeknitz	627	18	1	19
oh. Raguhn	718	11	2	12
Greppin	414	8	0.1	8

Tabelle 5.3.: Einfluss der Rauheiten auf die Änderungen der Fließgeschwindigkeiten [cm/s]

Gebiet	Anzahl Knoten	Mittelwert	Standardabweichung	Maximum
Gesamtgebiet	49808	4	5	21
Chemiepark	201	3	2	12
Bitterfeld	1136	1	1	2
oh. Jeknitz	627	6	4	21
oh. Raguhn	718	3	2	9
Greppin	414	1	1	3

Der Einfluss von Unsicherheiten in den Randbedingungen auf modellierte Wasserstände und Fließgeschwindigkeiten

Während extremer Hochwasserereignisse können oftmals die tatsächlichen Wassermengen nicht genau angegeben werden, da für diese Bereiche an den Pegeln keine Schlüsselkurven mehr existieren oder durch Deichbrüche Wassermengen abfließen, die nur ungenau quantifiziert werden können. Im hydraulischen Modell geht die Wassermenge als Randbedingung ein. Deshalb wurde mit einer einfachen Abschätzung versucht, den Fehler in den berechneten Geschwindigkeiten und Wassertiefen zu bestimmen. Die Unsicherheiten in den Randbedingungen wurden mit Hilfe der Szenarios HQ100 ($1730 \text{ m}^3/\text{s}$) und HQ200 ($2140 \text{ m}^3/\text{s}$, stationär ohne Deichbruch, vgl. Tab. 4.5) untersucht. Dazu wurde am Zuflussrand die Wassermenge um

+/- 10% variiert. Anschließend wurden an jedem Knoten die Differenzen von Wassertiefe und Geschwindigkeit zum Original Szenario gebildet. Im Mittel ändern sich die Wassertiefen um weniger als 10 cm (maximal 15 cm), die tiefengemittelten Geschwindigkeiten ändern sich im Mittel weniger als 3 cm/s (maximal 15 cm/s)(Abb. 5.24).

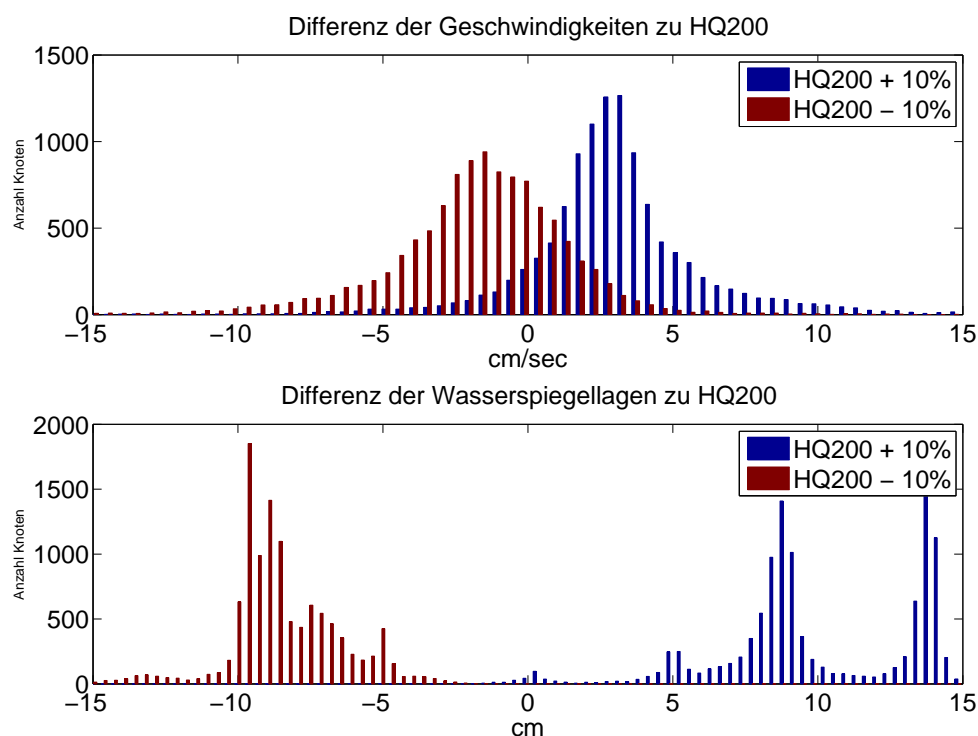


Abbildung 5.24.: Änderungen der Fließgeschwindigkeiten und Wasserspiegellagen in Folge von Unsicherheiten in den Randbedingungen (Zufluss). Der Zufluss wurde mit 10% Unsicherheit belegt (1926 m³/s bis 2354 m³/s im Szenario HQ200).

Der Einfluss der Unsicherheiten im Höhenmodell auf modellierte Wasserstände und Fließgeschwindigkeiten

Der Modellierung liegt ein Höhenmodell aus einer Laserscanbefliegung zugrunde. Die Unsicherheit bei den generierten Höhendaten liegt bei +/-15 cm (vgl. Abschnitt 4.3.1). Um die Auswirkungen dieser Unsicherheiten auf das hydraulische Modell zu quantifizieren, wurden 50 künstliche Höhenmodelle generiert, wobei jeweils jedem Knoten eine zufällig normalverteilte Änderung im Bereich von -15 cm bis +15 cm um den gemessenen Wert gegeben wurde. Für einen Teilbereich (Bitterfeld, M1 u. M4, Abb. 4.2) wurden dann 50 Simulationen ausgeführt.

Anschließend wurden die Ergebnisse zunächst pro Knoten untersucht und die mittlere Wasserspiegellage pro Knoten bestimmt. Die Abweichungen für alle Knoten des Rechengitters wurden berechnet und analysiert. Es zeigte sich, dass die Unsicherheiten im Höhenmodell linear auf die Wasserspiegellagen übertragen werden. Die angenommene Verteilung der Fehler im Höhenmodell wird von den Abweichungen der Wassertiefen vom Mittel reproduziert. Das bedeutet im Umkehrschluss, je besser das zu Grunde liegende Höhenmodell, um so geringer ist der Einfluss dieser Datenquelle auf das Ergebnis.

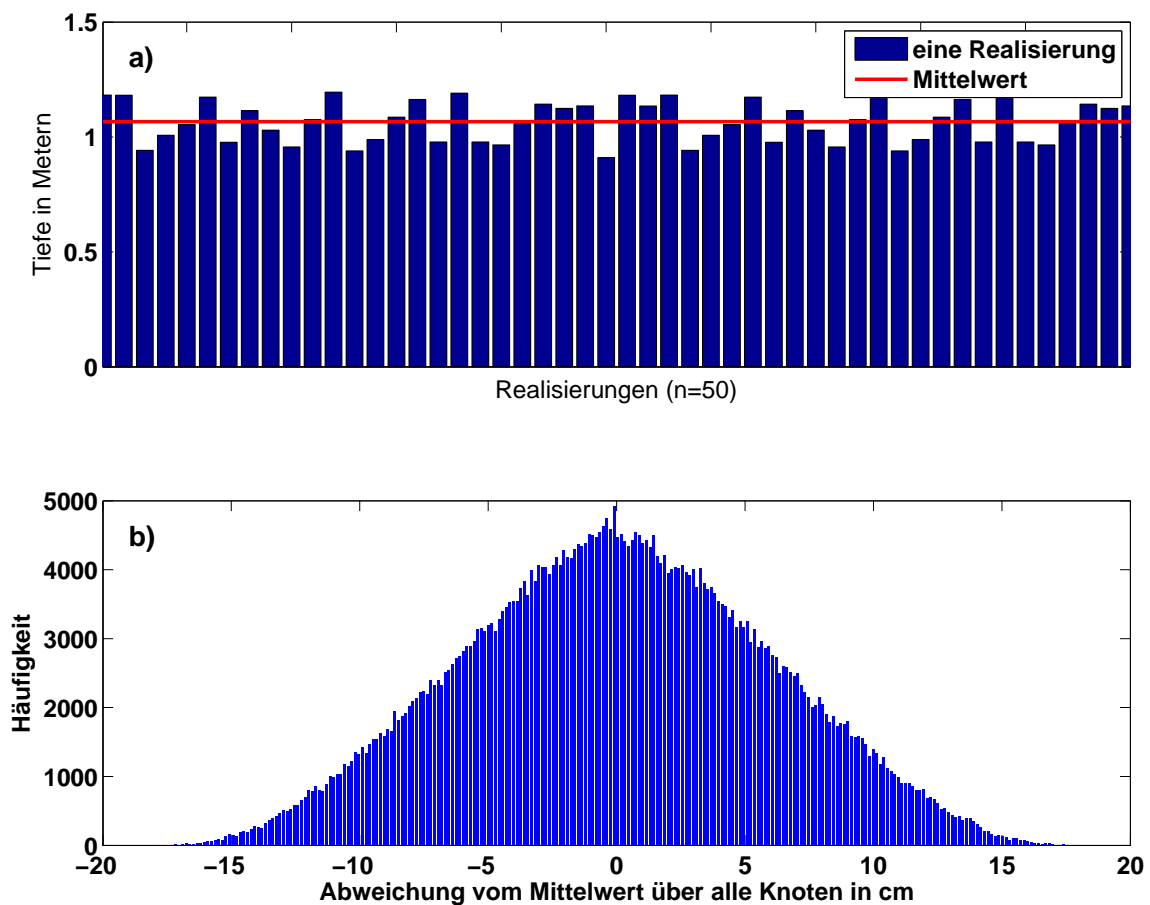


Abbildung 5.25.: Der Einfluss der Unsicherheiten im Höhenmodell auf die Ergebnisse der Strömungsmodellierung. Die Untersuchung wurde im Gebiet Bitterfeld (M1/M4) für das Szenario HW2002 auf einem 25 Meter Gitter ausgeführt. a) Die Ergebnisse (Wassertiefe) an einem Rechenknoten für 50 verschiedene zufällig innerhalb der Fehlertoleranz generierte Höhenmodelle. Die rote Linie zeigt die mittlere berechnete Tiefe an. b) Für alle Knoten des Rechengitters wurden jeweils die Abweichungen zum Mittelwert zusammengetragen.

Optimierung der Rechengitter

Der Aufbau und die Auflösung von unstrukturierten Gittern für Finite-Elemente-Modelle haben einen großen Einfluss auf die Rechenzeit und die Genauigkeit der Ergebnisse (vgl. Abschnitt 2.3.2). Die optimale Gittergröße stellt einen Kompromiss zwischen verschiedenen Faktoren dar. Sie wird auch durch die verfügbare Zeit zur Bearbeitung des Projektes beeinflusst. Ebenso spielt die Erfahrung der Bearbeiter und die Größe des Gebietes eine Rolle. Unter dem Begriff „optimale Gittergröße“ soll in dieser Arbeit verstanden werden, dass die Auflösung des Rechengitters dem Problem angepasst ist und ausreicht, um die für das Entscheidungshilfesystem geforderte Genauigkeit für das hydraulische Modell zu erfüllen. Für die Sediment- und Stofftransportmodellierung wird das gleiche Gitter genutzt. Um das Gitter dem Problem anzupassen, werden folgende Schritte solange wiederholt, bis der optimale Zustand in obigem Sinne erreicht ist. i) Es wird ein erstes Gitter (G_i , $i = 1$) für das betrachtete Gebiet erstellt und Wasserspiegellagen und Strömungsgeschwindigkeiten werden berechnet. ii) Das Gitter wird verfeinert und es entsteht G_{i+1} (z.B. durch Teilung eines Dreiecks an dessen längster Seite). Die Ergebnisse werden erneut berechnet und an den Knoten des Gitters G_i wird die Differenz der Wasserspiegellagen und Strömungsgeschwindigkeiten gebildet. iii) Ist die mittlere Differenz im Gebiet kleiner als eine vorgegebene Toleranz für Wasserspiegellagen und Strömungsgeschwindigkeiten, kann auch das Gitter G_i zur Berechnung genutzt werden. An Stellen der maximalen Differenzen kann das Gitter G_i lokal verfeinert werden. Wird die vorgegebene Toleranz nicht erreicht, muss weiter verfeinert werden (G_{i+2}). Die Schritte i) bis iii) werden ausgeführt bis die vorgegebene Toleranz erreicht wird.

In dieser Arbeit wurde als Toleranz für die Wasserspiegellage 0,25 cm und für die Strömungsgeschwindigkeiten 0,25 cm/s gewählt. Die oben beschriebenen Schritte wurden für M1/M4 und für M5 durchgeführt. Für M1 konnte das optimale Gitter nicht genutzt werden. Dort wurden die drei Gitter G_1 , G_2 und G_3 mit jeweils 4400, 20700 und 62000 Elementen generiert. G_1 und G_2 bestehen zum größten Teil aus gleichmäßigen Dreieckselementen, während in G_3 Straßen und Gebäude im Detail aufgelöst sind. Aufgrund der zur Verfügung stehenden Rechenleistung konnte nur G_2 genutzt werden.

Der Einfluss der Gitterauflösung auf modellierte Wasserstände und Fließgeschwindigkeiten

Um den Zusammenhang zwischen Gitterauflösung und berechneten Wasserständen und Fließgeschwindigkeiten zu untersuchen, wurden drei Gitter generiert, die in Abbildung 5.25 dargestellt sind. Die Untersuchungen beschränken sich auf das Gebiet M1/M4 (Bitterfeld und nordöstliche davon gelegene Muldeaue). Unabhängig von der Hardware-Limitierung (Anzahl der Prozessoren) wurden folgende Abhängigkeiten untersucht und entsprechende Ergebnisse gefunden:

- zwischen Auflösung des Rechengitters und Unsicherheiten in den Randbedingungen

Durch Variation der Randbedingungen um 10 % von den angenommenen Umfängen der Wassermengen für das Szenario HQ200 wurden für drei unterschiedlich hoch aufgelöste Gitter die Abweichungen der Ergebnisse untersucht (vgl. Abschnitt 5.4.1). Es zeigte sich, dass die Unsicherheiten in den Randbedingungen einen stärkeren Einfluss haben als die Unsicherheiten im Höhenmodell. Allerdings nimmt der Einfluss dieser Unsicherheit bezüglich der Wassertiefen mit zunehmender Auflösung des Gitters ab. Bei der getesteten Geometrie zeigten sich maximale Abweichungen bis zu einem Meter. Diese extremen Abweichungen treten dort auf, wo das Geländemodell große Gradienten aufweist, wie z.B. an Böschungen.

- zwischen Auflösung des Rechengitters und Unsicherheiten im Höhenmodell

Für die verschieden hoch aufgelösten Gitter (Abb. 5.26) wurden, wie in Abschnitt 5.4.1 beschrieben, die 50 künstlich generierten Höhenmodelle auf die Gitter interpoliert und für das Szenario HW2002 die Ergebnisse berechnet. Die Fehler im Höhenmodell finden sich unmittelbar in der berechneten Wassertiefe wieder, und diese Verteilung ändert sich nicht mit zunehmender Auflösung. Die absoluten Auswirkungen auf die berechneten Strömungsgeschwindigkeiten sind gering (< 5 cm/s). Mit zunehmender Auflösung nimmt die Varianz an den einzelnen Knoten ab.

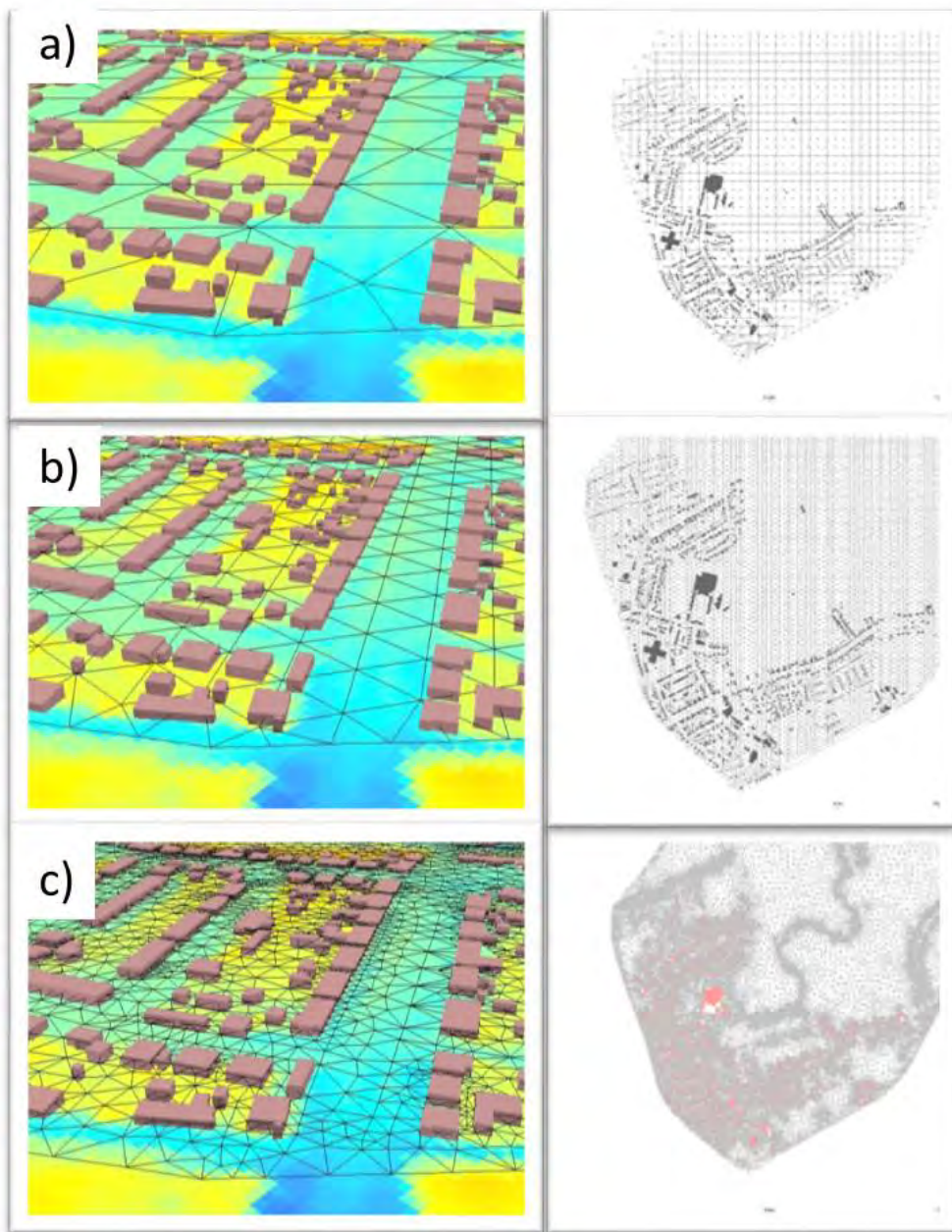


Abbildung 5.26.: Unterschiedlich hoch aufgelöste unstrukturierte Gitter, dargestellt im Bereich Bitterfeld. Die Anzahl der Elemente bezieht sich auf das Modellgebiet M1/M4. a) 4400 Elemente (50 m Auflösung, b) 20700 Elemente (25 m Auflösung), c) 62000 Elemente (1-25 m Auflösung).

Zusammenfassung der betrachteten Unsicherheiten im hydraulischen Modell

Die Rauheiten führen im Mittel zu einer Unsicherheit von 8 cm bei den modellierten Wasserspiegellagen und zu 4 cm/s bei den Fließgeschwindigkeiten. Der mittlere relative Variationskoeffizient liegt bei 7 % und 9 % für die genannten Variablen. Die Unsicherheiten in den Randbedingungen verursachen Fehler von 10 cm in den Wasserspiegellagen und 3 cm/s in den Fließgeschwindigkeiten. Die Unsicherheiten im Höhenmodell werden auf die berechneten Wasserspiegellagen übertragen und sind unabhängig von der Auflösung des Rechengitters. In der Fallstudie liegt der Fehler des Höhenmodells zwischen -15 cm und +15 cm. Die Anzahl der Elemente im Gitter, die die Auflösung der Geometrie bestimmt, haben einen geringeren Einfluss als eine 10%ige Änderung in den Randbedingungen. Mit diesen Ergebnissen schneidet das hydraulische Modell im Vergleich zu ähnlichen Studien in der Literatur sehr gut ab. Die Studie von Neal et al. (2009), die aufgrund der sehr guten Datenbasis zum Vergleich herangezogen werden kann, gibt den Abstand (mittlere quadratische Abweichung) zwischen errechneten und gemessenen Wasserspiegellagen, in Abhängigkeit von der gewählten Abbildung von Gebäuden im FE-Netz, mit 0,28 bis 0,32 m an. In der hier vorgestellten Fallstudie wurde eine vergleichbare Genauigkeit erreicht. Damit sind die für die verschiedenen Szenarien berechneten Wasserspiegellagen und Strömungsgeschwindigkeiten sehr gut für die Integration in ein Entscheidungshilfesystem geeignet (vgl. Abschnitt 5.5.3).

5.4.2. Der Einfluss von Anfangs- und Randbedingungen auf die Ergebnisse der Stofftransportmodellierung

Dieser Abschnitt gibt eine Zusammenfassung der gemeinsamen Veröffentlichung mit Schulz et al. (2009) wieder.

Um die Ergebnisse der Stofftransportmodellierung bewerten zu können, wurde der Einfluss der Anfangs- und Randbedingungen auf die berechneten Konzentrationen der gelösten (C_{sol}) und der partikulären Phase (C_{part}) untersucht. Mit Hilfe von Monte-Carlo-Simulationen ($n = 100$) wurden die Anfangsbedingungen (Konzentration der partikulären Stoffe) und die Randbedingungen (Konzentration von Schwebstoff (C_{Schweb}), gelösten und partikulär transportierten Stoffen) in sinnvollen Grenzen variiert. Die Analyse wurde auf Grundlage des Szenarios HW2002 ausgeführt. Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse wurden in einem Artikel veröffentlicht (Schulz et al., 2009) und werden hier kurz zusammengefasst. Generell wurden nur punktuelle Sensitivitäten untersucht, d.h. es wurde immer nur eine Parameter verändert, während die anderen unverändert blieben. Eine Bewertung der Unsicherheiten wurde mit dem relativen Variationskoeffizienten vorgenommen (Gleichung 5.1).

Der Einfluss der Anfangsbedingungen

Die Konzentration der partikulären Phase zu Beginn der Simulation wurde zu Beginn der Berechnung im gesamten Rechengbiet als konstant angenommen. Der Wert wurde jeweils einer Normalverteilung zwischen 50 mg/kg und 100 mg/kg entnommen ($N=100$). Alle anderen Anfangsbedingungen (C_{sol} , C_{Schweb}) wurden auf 0 gesetzt. Die Parameter im Partitionierungsmodell (Gl. 2.11 und 2.12) wurden als konstant angenommen ($K_D = 50 \text{ l g}^{-1}$, $k_1 = 0,0001 \text{ s}^{-1}$). Am Rand wurde ein Zustrom mit konstanten Konzentrationen angenommen ($C_{Schweb} = 45 \text{ mg l}^{-1}$, $C_{sol} = 10 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$, $C_{part} = 100 \text{ mg l}^{-1}$). Unter den gegebenen Annahmen wurde für jeden Rechenknoten ein relativer Variationskoeffizient errechnet. Dieser betrug nach einer Simulationszeit von 5 Tagen für C_{part} 75% und für C_{sol} 2%. Das Ergebnis bestätigt die intuitive Erwartung, dass die gelöst transportierten Stoffe nur sehr wenig von Unsicherheiten der Anfangskonzentrationen von C_{part} beeinflusst werden. Die räumliche Verteilung des relativen Variationskoeffizienten $V_{rel}(C_{part})$ ist sehr heterogen und kann Werte über 200% erreichen. Die Anfangsbedingung für die partikulär transportierten Stoffe im Transportmodell hat also einen großen Einfluss auf die berechneten Konzentrationen C_{part} (Abb. 5.27).

Der Einfluss der Randbedingungen

Die Konzentrationen C_{sol} (0 - 50 $\mu\text{g l}^{-1}$), C_{part} (0,1 mg l^{-1} - 1500 mg l^{-1}) und C_{Schweb} (18 mg l^{-1} - 90 mg l^{-1}) wurden am Einstromrand des Modells mittels einer Normalverteilung in den angegebenen Grenzen variiert. Dabei bildet die Variation von C_{part} gleich mehrere Grö-

ßenordnungen von Konzentrationsbereichen ab. Die Ergebnisse zeigen, dass die Variation von C_{part} unter den variierten Randbedingungen den größten Einfluss auf die Endkonzentrationen von C_{part} hat ($V_{rel}(C_{part}) = 118\%$). Der Einfluss der Anfangskonzentration von C_{Schweb} führt zu Unsicherheiten in den Ergebnissen für C_{Schweb} von 25%. Die Variation von C_{sol} hat keinen Einfluss auf die modellierten Konzentrationen C_{part} . Insgesamt wird C_{sol} im Vergleich zu C_{part} schwächer durch die Variation in den Randbedingungen beeinflusst (Tab. 5.4). Die räumliche Verteilung von V_{rel} ist sehr heterogen. Es gibt z.B. für C_{part} Bereiche mit kleinen und mit großen relativen Variationskoeffizienten.

Tabelle 5.4.: Einfluss von Variationen in den Anfangs- und Randbedingungen auf die Ergebnisse des Stofftransportmodells (relativer Variationskoeffizient in %)

Ergebnisvariable	Variierte Variable		
	Anfangsbedingungen		
	C_{sol}	C_{part}	C_{Schweb}
C_{sol}	-	2	-
C_{part}	-	75	-
	Randbedingungen		
C_{sol}	25	4	1
C_{part}	0	118	25

Einschätzung der Unsicherheiten der Stofftransportmodellierung und Vergleich mit den Unsicherheiten bei der hydraulischen Modellierung

Insgesamt kann festgestellt werden, dass die Unsicherheiten in der Stofftransportmodellierung weitaus größer als bei der hydraulischen Modellierung sind. Die Ursache dafür liegt in der schwierigen Bestimmung der Anfangs- und Randbedingungen für die partikulär transportierten Stoffe. Während es für die gelösten Stoffe mit Hilfe von automatischen Messstationen immer besser gelingt, Monitoringdaten auch für extreme Hochwasser zu sammeln, müssen für die Bestimmung der partikulären Konzentrationen Proben genommen werden. Dies bleibt unter extremen Bedingungen schwierig und wird sich auf punktuelle Probenahmen von Brücken beschränken. Eine Beprobung vom Boot aus ist möglich, jedoch ist auch hier die Kapazität der Proben begrenzt. Aus dieser Sicht bleiben räumlich verteilte Modellierungen der partikulären Konzentrationen von Schadstoffen mit großen Unsicherheiten behaftet.

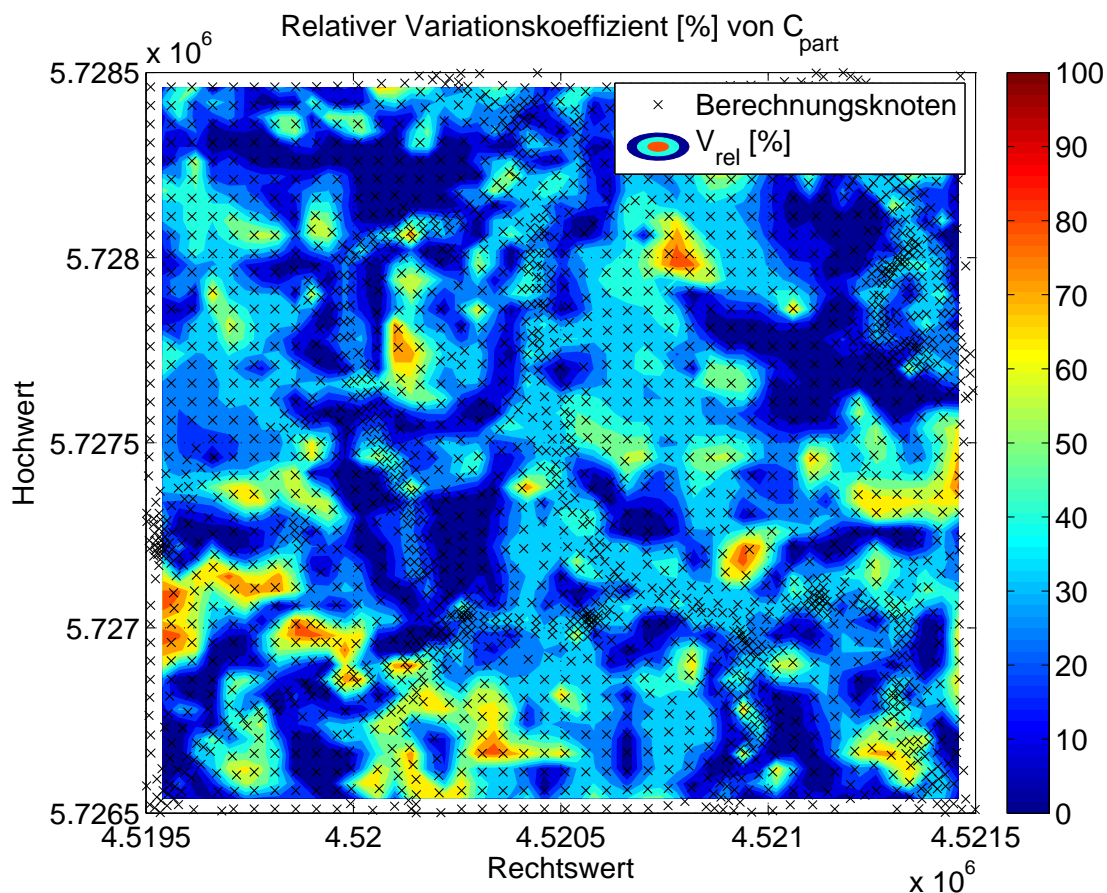


Abbildung 5.27.: Der relative Variationskoeffizient in einem Ausschnitt des Modellgebietes für die partikulär transportierten Stoffe auf Grundlage der Variation der partikulären Konzentration am Einströmrand (Randbedingung)

5.5. Das Einbinden der Ergebnisse in ein Entscheidungshilfesystem und der Einsatz in der Praxis

In diesem Abschnitt wird zunächst kurz der Aufbau des beim Landkreis Anhalt-Bitterfeld in Bitterfeld im operationellen Einsatz befindlichen Entscheidungshilfesystems beschrieben (Sauer et al., 2009; Sauer, 2013). Anschließend wird dargelegt, wie die Ergebnisse des hydraulischen und Stofftransportmodells in das Entscheidungshilfesystem integriert wurden. Am Ende des Abschnitts werden typische Anwendungsfälle beim Einsatz des Systems beschrieben.

5.5.1. Das Entscheidungshilfesystem SARISK (Schadstoffausbreitungsmodell zur stoffbezogenen Risikoanalyse und -bewertung extremer Hochwasserereignisse am Beispiel des Landkreises und der Stadt Bitterfeld)

Das Entscheidungshilfesystem SARISK wurde von einer interdisziplinären Gruppe von Wissenschaftlern aus den Bereichen Fernerkundung, Hydraulik, Umweltwissenschaften, Geowissenschaften sowie Raum- und Umweltplanung in enger Zusammenarbeit mit den Anwendern entwickelt ((Tümping v. et al., 2006; Sauer, 2013), vgl. Abschnitt 4.1). Bei den betrachteten Szenarien wurden die Anforderungen der Anwender berücksichtigt. Alle Ergebnisse der hydraulischen und stofflichen Modellierung sowie der Risikoanalyse wurden kartografisch aufbereitet und über ein webbasiertes System zur Verfügung gestellt. Die Risikoanalyse, deren wesentliche Grundlage die hydraulische und Stofftransportmodellierung bildet, wird im Detail in der Dissertation von Sauer (2013) dargelegt. Die Risikoanalyse folgt dabei dem sogenannten Source-Pathway-Receptor-Consequence (SPRC) Konzept (Sauer et al., 2009; Schanze, 2006). Dieses beschreibt allgemein eine Kaskade von Teilprozessen, die ein Risiko generieren. Im vorliegenden Fall wird die Hochwasserrisikoanalyse um die Stoffkomponente ergänzt. Es werden Stoffe bei der Abflussbildung aufgenommen (Source S_1), transportiert (Pathway P_1) und bei veringierter Fließgeschwindigkeit auf dem Boden abgelagert (Receptor R_1). Dieser Receptor ist gleichzeitig Source S_2 für die Stofffreisetzung über einen Expositionspfad (Pathway P_2) an ein Schutzgut (Receptor R_2) mit einer bestimmten Stoffbelastung (Consequence C_2). Dieses allgemeine Konzept wurde im SARISK DSS umgesetzt (Abb. 5.28). Die räumlich differenziert modellierten Sedimentkonzentrationen bilden die Haupteingangsgroßen für die Expositionsanalyse, mit deren Hilfe der Transfer aus der primären Schadstoffquelle (Sediment) in die Umwelt (Boden, Pflanzen, Mensch) ermittelt wird. Aus den ermittelten Stoffaufnahmeraten wird ein Risikoindex berechnet und dieser nachfolgend mittels einer Bewertungsfunktion in juristisch bzw. praxisbezogen interpretierbare Gefahrenwerte übersetzt (Sauer, 2013). Für die Berechnung der Eingangskonzentrationen in den oberen Sedimentschichten wurden verschiedene Annahmen getroffen: auf versiegelten Flächen wird alles abgelagerte Material entfernt, auf Ackerflächen wird das abgelagerte Sediment bis zu einer Tiefe von 30 cm, auf Gartenflächen bis 10 cm und auf Grünlandflächen bis 5 cm eingearbeitet. Unter diesen Annahmen wird für belastete Flächen dann aus den Konzentrationen vor dem Ereignis und den Konzentrationen im abgelagerten Sediment mittlere Konzentrationen berechnet, die in die Risikoanalyse eingehen. Die Anwendung wird beim Leibnitz-Institut für ökologische Raumentwicklung (IÖR) gehostet und gewartet. Der Zugriff der Anwender im Landkreis Anhalt-Bitterfeld erfolgt über das Internet². Um eine Abfrage der rund 900 visualisierbaren Ergebnislayer zu ermöglichen,

²Ziel der Entwickler war es, das System öffentlich zu machen und so die Ergebnisse allen Bürgern des Landkreises zur Verfügung zu stellen. Dies wurde von den Anwendern nicht befürwortet, da befürchtet

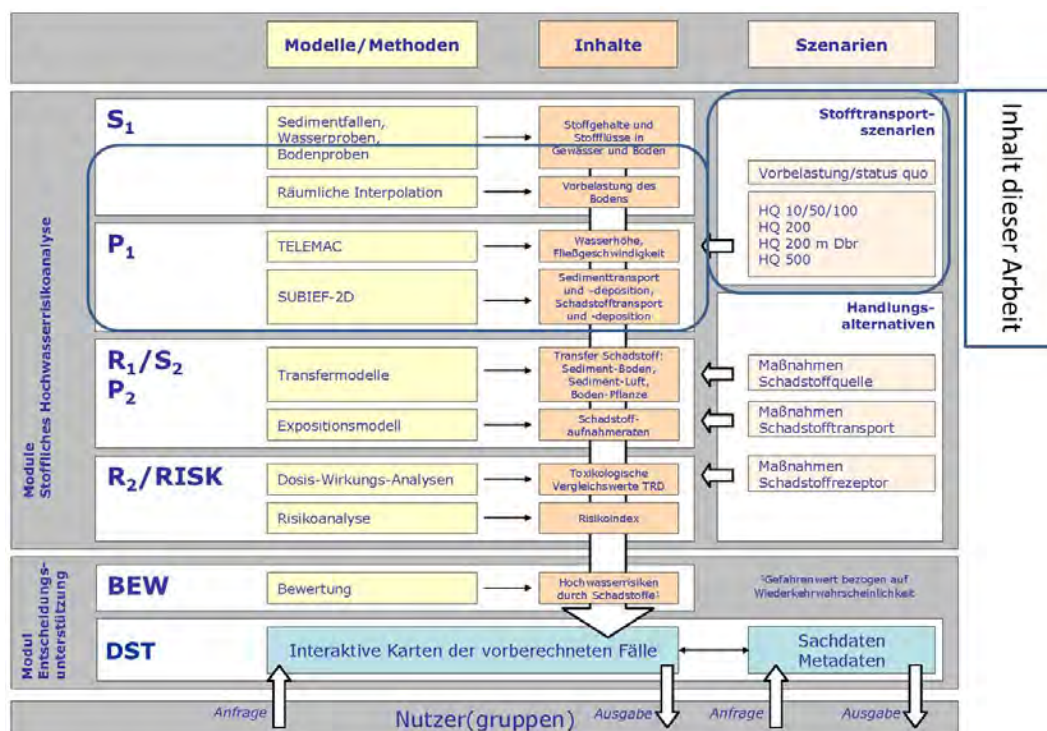


Abbildung 5.28.: Konzeptionelle Ansicht des Entscheidungshilfesystems SARISK (verändert nach Sauer (2013))

wurde im Rahmen der Entwicklung des Systems eine grafische Benutzerschnittstelle programmiert. Über diese ist ein Zugang zu den verschiedenen inhaltlichen Ebenen möglich (Tab. 5.5). Die große Anzahl der Layer kommt u.a. dadurch zustande, dass bei den Ergebnissen der hydraulischen Simulationen einzelne Zeitschritte abrufbar sind.

Im Entscheidungshilfesystem SARISK sind geografische Grunddaten (z.B. Siedlungen, Straßen, Gewässer, administrative Grenzen u.a.m.), Ergebnisse für die Simulationen der Überschwemmungsgrenzen für verschiedene Szenarien (Zeitreihen von Wasserständen und Fließgeschwindigkeiten mit der Möglichkeit einer pegelbasierten Abfrage, Abb. 5.29) sowie Schadstoffrisiken für verschiedene Schutzgüter abrufbar (Abb. 5.30). Das Entscheidungshilfesystem ist in die Bereiche Überschwemmungsbereiche und stoffliche Risiken unterteilt, die separat genutzt werden können. Während des operationellen Einsatzes können Pegelstände gewählt werden, woraufhin dazugehörige Überschwemmungsflächen, Wassertiefen und Strömungsgeschwindigkeiten (bezüglich des gewählten Szenarios) angezeigt werden. Die stoffliche Kom-

wurde, dass die Ergebnisse nicht im Zusammenhang betrachtet werden könnten und Fehlinterpretationen entstehen könnten, die wiederum negative Auswirkungen im Katastrophenfall hätten. Diese Einschätzung basiert auf den Erfahrungen der verantwortlichen Behörden. Die Öffentlichkeit ist dadurch gegeben, dass alle Bürger das System in den Räumen des Landkreises nutzen könn(t)en.

Tabelle 5.5.: Inhalt des Entscheidungshilfesystems SARISK (verändert nach Sauer (2013))

Thematik	Beschreibung	Anzahl der Layer
Grunddaten	Topographische Geodaten	22
Reales Hochwasser (HQ10 2006)	Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten für 108 Zeitschritte im Verlauf des simulierten Hochwassers	216
Weitere Szenarien	Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten anderer Szenarien (HQ100, HQ200, HQ500) und pegelbezogene Abfragen	409
Schadstoffrisiken	Stoffkonzentrationen im Boden, Gefahrenwerte für Menschen, Stoffkonzentrationen in Pflanzen	251

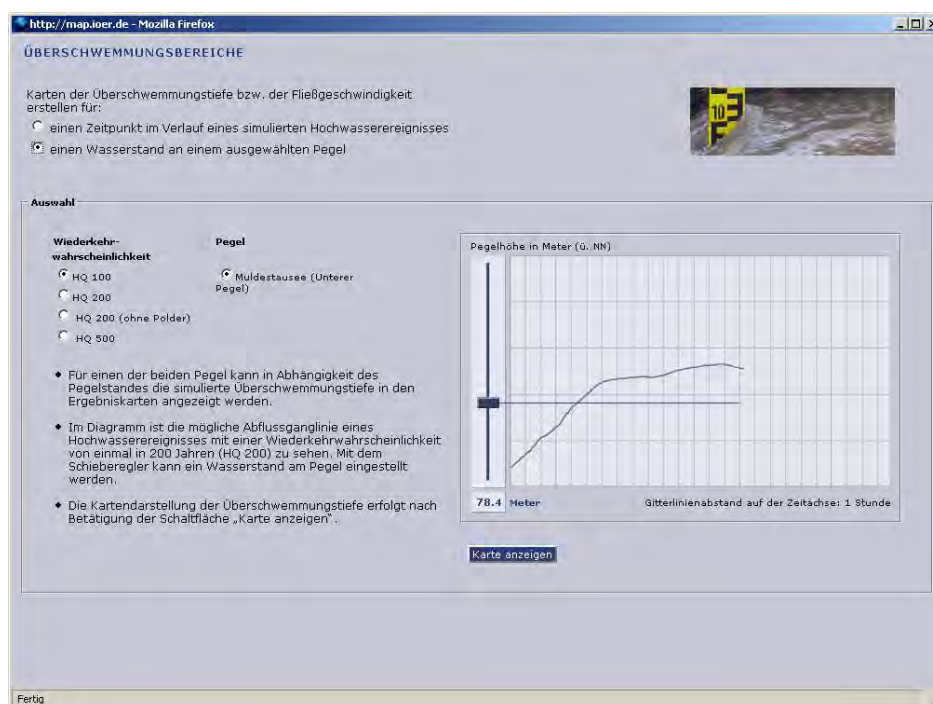


Abbildung 5.29.: Pegelbasierte Abfrage für bestimmte Szenarien im Entscheidungshilfesystem.

ponente des Systems zeigt dann (unter Zugrundelegung der verschiedenen Annahmen, die in den Szenarien beschrieben sind) die Flächen mit den berechneten Risikowerten an, woraus Handlungsmaßnahmen abgeleitet werden können.

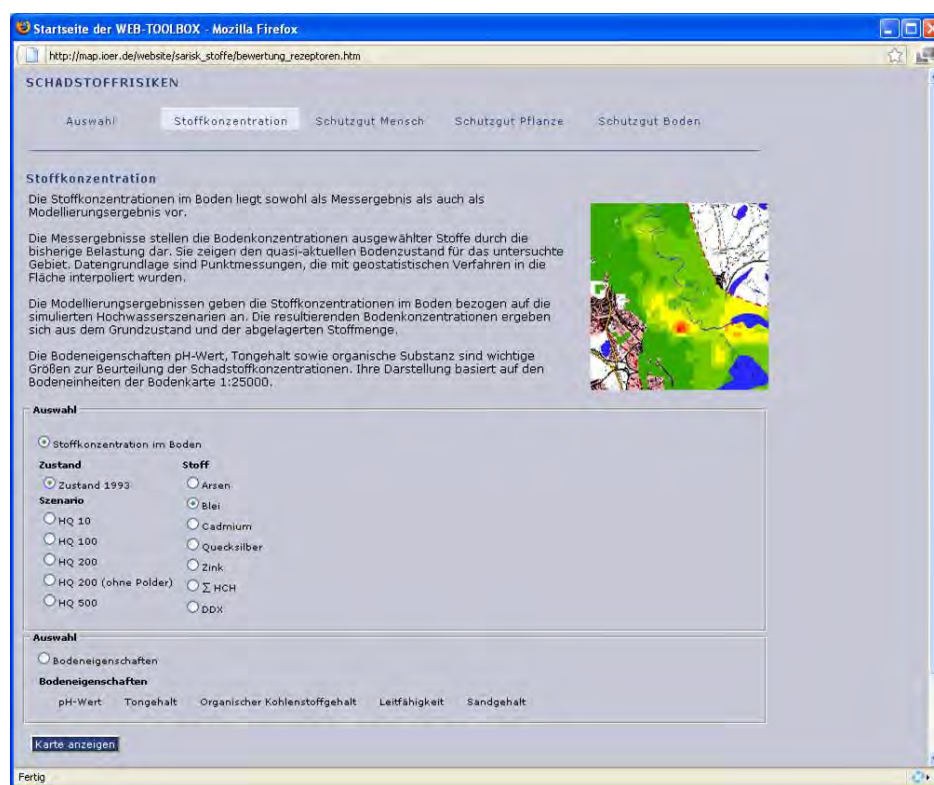


Abbildung 5.30.: Abfrage von Stoffkonzentrationen im Boden für bestimmte Szenarien im Entscheidungshilfesystem

Das Entscheidungshilfesystem enthält nur vorberechnete Szenarien. Die Randbedingungen und Verläufe der Hochwässer (Länge des Scheitels, Zeitpunkt und Lage eines Deichbruchs, Konzentrationsverläufe, Landnutzung, etc.) können von den Anwendern nicht verändert werden. Der Vorteil besteht darin, dass das System sehr stabil läuft, da alle möglichen Kombinationen der Darstellung und Verschneidung bei der Programmierung berücksichtigt werden konnten. Da im System nicht nur extreme Hochwässer sondern auch ein moderates typisches Frühjahrshochwasser als Szenario abgebildet wurde, kann ein breites Spektrum an Fragestellungen beantwortet werden (vgl. Abschnitt 5.5.3). Der Nachteil des Systems besteht in der mangelnden Flexibilität. Das System ist jedoch so konzipiert, dass weitere Szenarien leicht integriert werden können. Dazu ist der Eingriff der Programmierer notwendig. Alle verwendeten Modelle sind vollständig vom Entscheidungshilfesystem entkoppelt, was auch als Vorteil betrachtet werden kann, da somit Modellkomponenten getauscht oder weiterentwickelt werden und deren Ergebnisse über entsprechende Schnittstellen (vgl. Abschnitt 5.5.2) in das System integriert werden können. Änderungen in den Anfangs- oder Randbedingungen im hydraulischen

schen Modell, im Stofftransportmodell oder in der Risikobewertung können nur bei Kenntnis der entsprechenden Software realisiert werden.

5.5.2. Integration der Ergebnisse in das Entscheidungshilfesystem - die Schnittstelle zwischen TELEMAT Binärdateien und GIS

Durch die immer leistungsstärker werdende Rechentechnik sind zeitlich und räumlich höher aufgelöste Modellierungen möglich. Damit steigen auch die Anforderungen an ein effizientes Pre- und Postprocessing der Daten. Auch für das TELEMAT System stehen menügesteuerte Systeme mit vielfältigen Visualisierungsmöglichkeiten zur Verfügung (z.B. Blue Kenue, entwickelt vom National Research Council Canada (NRCC); JANET, smileconsult (2013)). Diese Systeme sind an die Anforderungen eines spezifischen Modells angepasst und können auch Ergebnisse in andere Formate exportieren, um diese beispielsweise in andere Systeme importieren oder aber mit anderen Modellen weiter bearbeiten zu können. Soll eine große Menge von Simulationsergebnissen in andere Systeme transferiert werden, muss abgewogen werden, ob das Wiederholen der immer gleichen Schritte mit einer vorhandenen Software oder die Entwicklung eines eigenen Programmcodes die bessere Lösung ist. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde ein eigenes Programm geschrieben, um flexibler auf die Anforderungen des entstehenden Entscheidungshilfesystems reagieren zu können und gleichzeitig eine große Anzahl der Ergebnisse der unterschiedlichen Szenarien behandeln zu können.

Die Ergebnisse des hydraulischen Modells und des Stofftransportmodells aus dem TELEMAT System liegen zunächst in einem binären Format vor, da das Programm in Fortran programmiert wurde. Dieses Format kann von bestimmten Programmpaketen (z.B. Janet oder andere spezielle Visualisierungsprogramme) gelesen werden. Ein direkter Import in gängige GIS Systeme (z.B. ESRI Produkte) ist nicht möglich. Eine manuelle Variante der Konvertierung der Ergebnisse in das gewünschte Format ist wegen der großen Anzahl verschiedener Ergebnislayer nicht praktikabel. Um die Ergebnisse in das räumlich basierte Entscheidungshilfesystem integrieren zu können, wurde darum ein neues Schnittstellenprogramm (TEL2TXT.m; MATLAB Code) erstellt, welches aus den binären Ergebnisdaten beliebige Zeitschritte beliebiger Variablen extrahieren und als ASCII Daten speichern kann. Diese ASCII Daten können dann einfach weiterverarbeitet werden. Das Schnittstellenprogramm kann in Batchprogramme eingebunden werden, um mehrere TELEMAT Ergebnisfiles zu bearbeiten.

Aus dem binären Ergebnisfile werden nach Angabe der zu extrahierenden Zeitschritte und Variablen zwei Textdateien generiert, die in anderen Programmen weiterverarbeitet werden können. Die Header Datei enthält Informationen über den Inhalt des Ergebnisfiles, die Anzahl der Knoten, die Variablen sowie die dazugehörigen Einheiten (Abb. 5.31). Die eigentlichen Ergebnisdaten für Wasserstände, Fließgeschwindigkeiten, Ablagerungsmächtigkeiten, Konzentrationen der partikulär und gelöst transportierten Stoffe werden im korrespondierenden Text-

file gespeichert. Die Ergebnisse liegen knotenbezogen vor. Um diese Daten als Rasterdaten in das Entscheidungshilfesystem integrieren zu können, waren weitere halbautomatische Schritte notwendig (Sauer, 2013):

- Import der Header-Dateien (*.hdr) und der Daten-Dateien (*.txt)
- Erstellung eines Punkt-Shapefiles
- Erstellung eines Triangulated Irregular Network (TIN)
- Konvertierung TIN zu Raster in verschiedenen Auflösungen, Konvertierung Raster zu Flächen-Shapefile
- Verknüpfung Punkt-Shapefile mit Flächenshapefile (Fishnet)
- Zusammenführung der Stoffeinzeldateien mit identischer Geometrie zu einem Gesamt-Shapefile

Diese halbautomatische Weiterverarbeitung wurde in ArcGIS mit VBA programmiert. Auf diese Weise wurden ca. 900 Einzellayer in das Entscheidungshilfesystem integriert, die mit den geographischen Basisdaten und untereinander kombinierbar sind (Tab. 5.5).

```

EXPORTPATH\temp\hq200c21_ohne_15_5cm.txt      #GIS Exportfile
RESULTPATH\hq200c21_ohne_15.bin               #TELEMAC Binaerfile
50292                                           #Anzahl der Knoten
28                                              #Zeitschritt(e)
6300                                           #Sekunden
7200                                           #Sekunden
...
70200                                           #Sekunden
71100                                           #Sekunden
WATER DEPTH                                   #Variable
M                                              #Einheit
Betrag V                                       #Variable
m/s                                           #Einheit
Stroemungsrichtung                           #Variable
Grad                                          #Einheit
#Erklaerung zum Aufbau des Exportfiles
50292 Zeilen mit Knotenkoordinaten X,Y        (2 Spalte(n))
50292 x 1 = 50292 Zeilen mit den Variablen    (28 Spalte(n))
50292 Zeilen mit Betrag der Geschwindigkeit   (28 Spalte(n))
50292 Zeilen fuer die Richtung                (28 Spalte(n))
-----
INSGESAMT:= 201168 Zeilen.
-----

```

Abbildung 5.31.: Header Datei des exportierten Ergebnisfiles

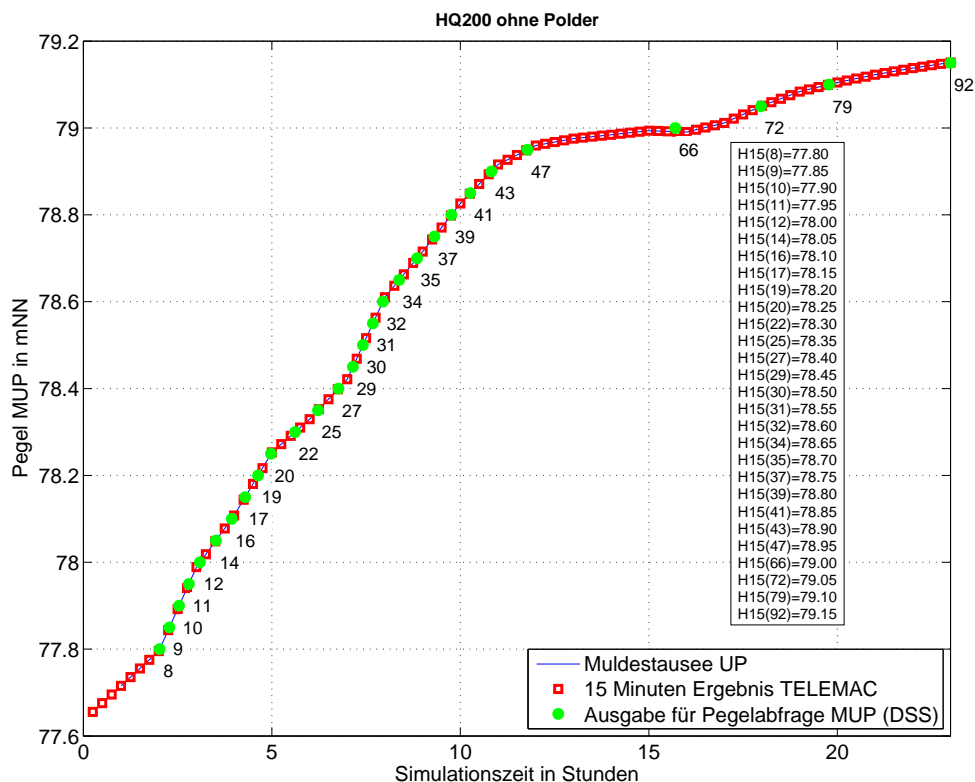


Abbildung 5.32.: Extraktion der pegelbezogenen Zeitschritte aus den gespeicherten Binärdaten. Dargestellt ist der ansteigende Ast des Szenarios HQ200 (ohne Polder). Aus den im 5 Minuten Intervall gespeicherten Ergebnisdaten werden die grün gekennzeichneten Zeitschritte extrahiert und stehen im Entscheidungshilfesystem als Layer zur Verfügung. Die Liste zeigt die Zuordnung zwischen Zeitschritt und Pegelwert an.

Innerhalb des TELEMAT Systems wird definiert, zu welchen Zeitpunkten ein errechnetes Ergebnis einer bestimmten Variablen in das binäre Ergebnisfile geschrieben wird. Die Dichte und Anzahl der Zeitpunkte hängt von der Fragestellung ab. So macht es unter Umständen Sinn, bei großen Änderungen in den Randbedingungen (z.B. steiler Scheitel der Hochwasserwelle) die Ergebnisse in kürzeren Abständen zu speichern als in zeitlichen Bereichen, in denen die Gradienten in den Randbedingungen sehr klein sind. Die Ergebnisse zu bestimmten Zeitschritten werden dann nach Variablen geordnet im Binärfile in der zeitlichen Reihenfolge gespeichert. Mit dem Schnittstellenprogramm können beliebige Zeitschritte für die Nutzung im Entscheidungshilfesystem extrahiert werden. Aus Anwendersicht ergab sich die Frage nach

einer pegelbezogenen Abfrage, da im Hochwasserfall die Pegelstände vorhergesagt werden. Obwohl die Ausbreitung des Hochwassers in der Fläche immer vom jeweiligen Verlauf und der Vorgeschichte abhängt, kann auch ein bestimmtes Szenario als Hilfestellung für die pegelbezogenen Überschwemmungsgrenzen genutzt werden. Dieser Ansatz wurde im Entscheidungshilfesystem SARISK umgesetzt. Dazu wurden für den Pegel Muldestausee Unterpegel (MUP) die Ergebnisse aus den Szenariorechnungen extrahiert, die einem Pegelanstieg um jeweils 5 cm entsprechen. Dazu mussten aus den Randbedingungen die Zeitpunkte gesucht werden, wo die zugehörigen Wasserstände mit den entsprechenden gesuchten Pegelwerten korrespondierten (Abb. 5.32). Diese Zeitschritte wurden aus dem Binärfile extrahiert und als ASCII File zum Import in das Entscheidungshilfesystem übergeben.

5.5.3. Praxisanwendung des Entscheidungshilfesystems

In diesem Abschnitt werden exemplarisch Praxisanwendungen des Entscheidungshilfesystems beschrieben. Die gegebenen Informationen beruhen auf einem Telefoninterview vom 4.9.2013 mit Herrn M. Gloger, dem Hauptverantwortlichen für die Betreuung des Entscheidungshilfesystems in der Unteren Wasserbehörde beim Landkreis Anhalt-Bitterfeld.

Das Entscheidungshilfesystem wird bei jedem im Landkreis auftretenden Hochwasser eingesetzt und bildet eine wichtige Unterstützung bei der Arbeit des Krisenstabes, in dem Vertreter der Feuerwehr, der betroffenen Kommunen, des Amtes für Brand- und Katastrophenschutz, des Landratsamtes und der Unteren Wasserbehörde vertreten sind. Da das Entscheidungshilfesystem auf einer Internetplattform basiert, ist es mobil einsetzbar. Dadurch können die Wasserwehren der Gemeinden vor Ort unterstützt werden. Bei der Neuansiedlung von Industrie im Projektgebiet wird das Entscheidungshilfesystem zur Beurteilung der stofflichen Risiken und der Gefährdung durch extreme Hochwasser genutzt. Der Katastrophenschutz nutzt das System, um realistische Übungsszenarien zu erstellen und das Ableiten von Handlungsmaßnahmen unter gegebenen Bedingungen zu trainieren. Hauptsächlich werden die Szenarien des hydraulischen Moduls genutzt, um bezogen auf die Wasserstände am Muldestausee Unterpegel (MUP) die zugehörigen Überschwemmungsflächen, Wasserstände und Strömungsgeschwindigkeiten zu ermitteln und zu visualisieren. Auf dieser Grundlage wird der Zeitpunkt einer Evakuierung festgelegt, der auch davon abhängt, wie lange in einer bestimmten Situation die Evakuierungswege noch frei sind. Die Fließgeschwindigkeiten werden zur Einschätzung, ob der Einsatz von leichten Booten der örtlichen Wasserwehren unter den angegebenen Strömungen möglich ist, herangezogen.

Im Folgenden werden einige Beispiele aus dem Einsatz vorgestellt.

Hochwasser Januar 2011 und Juni 2013

Während des Hochwassers im Januar 2011 wurden alte Deiche in der Nähe von Jeßnitz West auf einer Länge von 750 m überströmt. Der Krisenstab stand vor der Entscheidung, ca. 750 Menschen zu evakuieren. Das hydraulische Modell prognostizierte in diesem Fall (Szenario HW2002N) Wassertiefen bis 10 cm in den gefährdeten Gebieten. Auf dieser Grundlage wurde entschieden, das Gebiet *nicht* zu evakuieren. Tatsächlich strömte das Wasser durch die Straßen, jedoch stieg es nicht höher als die Bordsteinkanten und lief mit dem Rückgang des Hochwassers über die Kanalisation wieder ab, ohne Schäden zu verursachen.

Im Juni 2013 wurden die Szenarien HW2002N sowie HQ500 genutzt, um die Einsatzleitung der Feuerwehr und den Krisenstab bei der Arbeit zu unterstützen. Die Szenarien, die davon ausgehen, dass keine Deiche unterhalb des Muldestausees brechen, sagten voraus, dass die Deiche hoch genug sind und kein Wasser übertreten wird. Diese Prognosen traten ein, so dass in Bitterfeld, Jeßnitz und Raguhn keine Hochwasserschäden durch Flusswasser entstanden. Aufgrund der Ergebnisse des Szenarios HQ500 wurden vorbeugende Maßnahmen für den Fall getroffen, dass das Wasser des Seelhäusener Sees sich in die Goitzsche ergießen würde. Die potentiell betroffenen Gebiete in Bitterfeld wurden evakuiert. Bundeswehrsoldaten errichteten vor dem Chemiepark Bitterfeld einen 1,5 km langen Sandsackdeich. Eine Stromverteilerstation, die für den Betrieb einer Gemeinschaftskläranlage genutzt wird, wurde vorsorglich mit einem 1,80 m hohen Sandsackdeich geschützt. Die beschriebenen Maßnahmen konnten zielgerichtet und in relativer Ruhe geplant und ausgeführt werden. Mit diesen Maßnahmen kam der Landkreis seiner Vorsorgepflicht für den Fall einer durch eine Flutwelle ausgelösten Katastrophe nach.

Industrieansiedlung durch ausländischen Investor

Eine ausländische Firma wollte vor den Toren Bitterfelds investieren und eine alte Industriebrache beräumen, um dort Solaranlagen (Panels) aufzustellen. Vertreter des Chemieparkes und des Landkreises erklärten mit Hilfe des Entscheidungshilfesystems, dass auf der Fläche bei extremem Hochwasser (Szenario HQ500) mit Wassertiefen bis 25 cm zu rechnen ist. Der Investor entschied daraufhin, trotzdem zu investieren und die Anlagen auf Stelzen zu errichten. In diesem Fall trug das Informationssystem dazu bei, das potentielle Schadenspotential zu senken und das Vertrauen in den Landkreis zu erhöhen, der mit transparenten Angaben zum Erfolg der Investition beitrug.

6. Zusammenfassung und Ausblick

6.1. Zusammenfassung

Eine der erwarteten Folgen des Klimawandels ist das häufigere Auftreten von extremen Hochwässern. Daher hat das Bundeskabinett am 17. Dezember 2008 eine „Deutsche Anpassungsstrategie Klimawandel (DAS)“ beschlossen, um „die Verwundbarkeit gegenüber den Folgen des Klimawandels zu mindern bzw. die Anpassungsfähigkeit natürlicher, gesellschaftlicher und ökonomischer Systeme zu erhalten oder zu steigern“. Dabei wird das Ziel verfolgt, das vorsorgliche Handeln „im privaten, wissenschaftlichen, unternehmerischen sowie behördlichen, nachhaltigen Planen und Handeln zu ermöglichen“. Um diese Strategie umzusetzen, ist es notwendig, Wissensdefizite abzubauen (Forschung), die Akteure im jeweiligen Umfeld zu unterstützen (Entscheidungshilfesysteme) und Strategien zum Umgang mit Unsicherheiten zu entwickeln. Die vorliegende Arbeit, deren Ergebnisse in die Entwicklung eines neuartigen Entscheidungshilfesystems eingeflossen sind, kann dazu einen wesentlichen Beitrag leisten. Entscheidungshilfesysteme bieten Behörden eine Unterstützung bei der Bewältigung der Anforderungen, die mit dem Auftreten von Hochwässern verbunden sind. Für diese Entscheidungshilfesysteme bildet die hydraulische Modellierung die wichtigste Grundlage.

In dieser Arbeit wurde ein zweidimensionales hydraulisches Modell für urbane Gebiete aufgebaut. Dieses Modell konnte für ein hydrologisches Extremereignis 2002 an der Vereinigten Mulde im Raum Bitterfeld kalibriert werden, indem nachträglich Flutmarken, die dem Maximalwasserstand entsprechen, vermessen wurden. Dadurch konnte das Problem fehlender Daten für die Kalibrierung bei Extremereignissen gelöst werden. In einer Fallstudie wurden mit dem kalibrierten Modell 12 Szenarien für verschieden hoch aufgelöste Gebiete berechnet. Dabei wurden Hochwässer mit unterschiedlichen Jährlichkeiten betrachtet.

Neben der Vorhersagbarkeit von Wasserständen und Fließgeschwindigkeiten sind Aussagen über die räumliche Verteilung der mit der Flut transportierten partikulär gebundenen Schadstoffe und deren Ablagerungen von hoher Relevanz, um die sich daraus ergebenden Risiken für Mensch und Umwelt bewerten zu können. Auf der Grundlage des kalibrierten hydraulischen Modells wurde der Transport von Feinsedimenten und partikulär gebundenen Schadstoffen berechnet. Vereinfachte Modellannahmen wie die Vernachlässigung der Aggregation und des Zerbrechens von Flocken und das damit verbundene veränderte Sinkverhalten führen generell zu Unsicherheiten, die dadurch verstärkt werden, dass insbesondere bei Extremhochwässern

oftmals nur unzureichende Daten zur Kalibrierung und Validierung (räumlich und zeitlich verteilte Schwebstoffkonzentrationen und Depositionsmengen) erhoben werden können. Daher wurde ein ereignisunabhängiges neuartiges semi-quantitatives Verfahren entwickelt. Basierend auf dem Zusammenhang zwischen gemessenen Elementkonzentrationen im Oberboden und modellierten Sedimentationsraten kann dieses Verfahren zur Validierung eines Sedimenttransportmodells genutzt werden und ermöglicht so eine Qualitätseinschätzung der Ergebnisse.

Die Unsicherheiten im hydraulischen Modell und im Stofftransportmodell wurden mit Hilfe einer Parameterstudie untersucht. Im Ergebnis ist der Einfluss der Unsicherheiten in den Randbedingungen des hydraulischen Modells größer als der Einfluss unterschiedlich hoch aufgelöster Rechengitter. Unsicherheiten in den Randbedingungen und in der Parametrisierung des Fließwiderstandes beeinflussen die Strömungsgeschwindigkeiten und die Wasserstände in ähnlicher Weise. Die Abweichungen bei moderaten Änderungen in den genannten Eigenschaften des hydraulischen Modells betragen im Durchschnitt 10 cm in den Wasserspiegellagen und 4 cm/s bei den Fließgeschwindigkeiten. Die mittleren relativen Variationskoeffizienten betragen 7 % und 9 % für Wasserstand und Strömungsgeschwindigkeit. Bei der Berechnung der Konzentrationen der partikulär transportierten Stoffe sind die Unsicherheiten ungleich höher als bei der hydraulischen Modellierung. Die Anfangs- und Randbedingungen für die Schwebstoffkonzentration und die partikulären Konzentrationen der daran gebundenen Schadstoffe, die als zeitlich kontinuierliche Kurve im Fall extremer Hochwässer schwierig zu bestimmen sind, beeinflussen die Ergebnisse am stärksten. Für das Szenario HW2002 wurden mittlere relative Variationskoeffizienten von 25 %, 118 % und 75 % bezogen auf die genannten Einflussgrößen für die modellierte partikuläre Konzentration berechnet.

Die Ergebnisse der hydraulischen und der Stofftransportmodellierung wurden in das Entscheidungshilfesystem integriert, so dass es ca. 900 Ebenen umfasst. Aufgrund der großen Anzahl der Layer war eine manuelle Konvertierung der Ergebnisse zwischen Modellsystem und Entscheidungshilfesystem nicht mehr möglich. Aus diesem Grund wurde eine neue Schnittstelle zum Auslesen beliebiger Zeitschritte und Variablen aus den binären Ergebnisfiles implementiert, die die für die Risikobewertung benötigten Wasserstände, Fließgeschwindigkeiten, Depositionshöhen und Konzentrationen der partikulär transportierten Stoffe effizient in das Entscheidungshilfesystem importieren kann. Das in der Fallstudie beschriebene Entscheidungshilfesystem hat sich beim Einsatz im Landkreis Anhalt-Bitterfeld während der Hochwässer im Januar 2011 und im Juni 2013 bewährt, wobei der Schwerpunkt auf der Anwendung der Ergebnisse der hydraulischen Szenarien lag.

Im Aktionsplan Anpassung der DAS (vom Bundeskabinett am 31.8.2011 beschlossen) sollen unter anderem die rechtlichen Rahmenbedingungen für Regelungen zur Wasserrückhaltung auf landwirtschaftlichen Flächen geprüft und angepasst werden (Anlage H3 des Aktionsplanes). Danach könnte es einfacher sein, solche Flächen als natürlichen Retentionsraum der Flüsse

bei extremen Hochwässern zu nutzen. Wenn landwirtschaftliche Flächen häufiger überflutet werden, können Entscheidungshilfesysteme wie das in dieser Arbeit vorgestellte, genutzt werden, um die Schadstoffbelastung der betroffenen Flächen und die bestehenden Risiken besser abschätzen zu können. Der Einsatz von Entscheidungshilfesystemen beim Hochwassermanagement wird sich zukünftig zum Standard in den Kommunen entwickeln. Das erfordert die Weiterentwicklung aller Komponenten dieser Systeme.

6.2. Ausblick

Hydraulische Modellierung

Obwohl im Vergleich zu den anderen Komponenten des Entscheidungshilfesystems die Unsicherheiten bei der hydraulischen Modellierung in den prognostizierten Ergebnissen am geringsten sind, ist es lohnend, das zugrundeliegende Modellsystem weiterzuentwickeln, da diese Komponente in der Praxis am häufigsten zum Einsatz kommt. Folgende Forschungsfragen sollen dazu beantwortet werden:

1. Führt die Kopplung des Oberflächenwassersmodells mit einem Kanalnetzmodell und/oder einem Grundwassersmodell zu einer genaueren Vorhersage der oberirdischen Wasserstände und Fließgeschwindigkeiten?
2. Wird die Genauigkeit der Vorhersage erhöht, wenn die Gebäude explizit in das Berechnungsgitter integriert werden und die Volumen von Tiefgaragen und Kellern als Wasserspeicher berücksichtigt werden?
3. Welche Möglichkeiten bietet der Einsatz eines stark parallelisierten Systems mit mehr als 1000 CPUs im Rahmen der Modellierung von urbanen Gebieten (während der Projektbearbeitung wurden im Vergleich dazu 16 CPUs genutzt)?

Unsicherheiten der gesamten Modellkette

In dieser Arbeit wurden für Teile der Modellkette (Digitales Geländemodell - Hydraulik – Sedimenttransport – Stofftransport - Risikoanalyse) Aussagen zur Unsicherheit der Ergebnisse getroffen. Um ein Gesamtbild über die Verteilung der Unsicherheiten der im Entscheidungshilfesystem integrierten Daten zu erhalten, sollte eine Verknüpfung der Unsicherheiten für die vollständige Modellkette stattfinden. Dazu werden als Forschungsfragen formuliert:

1. Wie beeinflussen die Unsicherheiten in den Modellparametern und in den Messdaten die Ergebnisse, wenn die gesamte Modellkette betrachtet wird?
2. Welche Methoden können eingesetzt werden, um die gesamte Modellkette auch im Hinblick auf die räumliche und zeitliche Skala zu untersuchen?

3. Wie kann die Unsicherheit der Modellstruktur in dem vorliegenden Entscheidungshilfesystem untersucht werden?

Verfahren der semi-quantitativen Validierung von berechneten Sedimentationsraten

Bei der Sedimenttransportmodellierung besteht ein großer Bedarf an der Integration von Prozessen in kleinskalige Modelle, die die Bildung und den Zerfall von Flocken besser beschreiben können. Zusätzlich stellt sich die Frage, wie bessere Rand- und Anfangsbedingungen für den Sedimenttransport gewonnen werden können und ob es gelingen kann, räumlich verteilte Daten zur Kalibrierung und Validierung zu erheben, insbesondere im Fall extremer Hochwasserereignisse. Letzteres ist eine Aufgabe der Behörden und eine Frage der Verbesserung entsprechender Messtechnik. Für die Fälle, in denen das nicht gelingt, kann die Methode der semi-quantitativen Validierung von berechneten Sedimentationsraten weiterentwickelt werden, indem folgende Forschungsfragen untersucht werden:

1. Wie haben sich die Oberbodenkonzentrationen von Elementen im Gebiet der Fallstudie in den letzten 20 Jahren entwickelt? Es soll eine Bestandsaufnahme der aktuellen Oberbodenkonzentrationen im Gebiet der Fallstudie durchgeführt werden. Die neuen Daten sollen mit den vorliegenden Daten verglichen und die Entwicklung soll bewertet werden.
2. Welchen Einfluss hat die Lage der Bodenpunkte auf den Zusammenhang zwischen Sedimentationsrate und Elementkonzentrationen im Oberboden? Wie kann durch die Auswahl der Probenahmestellen das Verfahren optimiert werden?
3. Wie kann die Methode durch Nutzung von Daten aus anderen Gebieten, in denen eine Deposition zu erwarten ist, weiter verbessert werden? Solche Gebiete können Rückdeichungsgebiete im Einzugsgebiet großer Flüsse sein (z.B. Lenzen, Lödderitzer Forst).

Erweiterung des Entscheidungshilfesystems

Folgende Erweiterungen werden in der angegebenen Reihenfolge empfohlen:

1. Das Hochwasser vom Juni 2013 wird als Szenario in das bestehende Entscheidungshilfesystem integriert. Die Aktualisierung von entscheidenden strömungsrelevanten Strukturen im Entscheidungshilfesystem wird durchgeführt (Integration neuer Deiche). Das entspricht einem konkreten Wunsch der Anwender des in der Fallstudie eingesetzten Entscheidungshilfesystems.
2. Das Entscheidungshilfesystem wird auf ein anderes Gebiet übertragen, z.B. auf die Landeshauptstadt Magdeburg. Hier zeigte sich im Juni 2013, dass trotz einer Vorwarnzeit von ca. 7 Tagen an strategisch wichtigen Stellen (Umspannwerk Rothensee) die sich einstellenden Strömungsverhältnisse nicht richtig vorhergesagt werden konnten.

3. Das Entscheidungshilfesystem wird inhaltlich um zusätzliche Komponenten (Kanalnetz) erweitert oder mit bereits vorhandenen Daten ergänzt. Zum Beispiel können Informationen über das Schadenspotential von Grundstücken oder Gebäuden zur Priorisierung von Entscheidungen herangezogen werden.

Literaturverzeichnis

- J. D. Abad, G. C. Buscaglia, and M. H. Garcia. 2d stream hydrodynamic, sediment transport and bed morphology model for engineering applications. *Hydrological Processes*, 22(10): 1443–1459, 2008.
- K. E. Abderrezzak, A. Paquier, and E. Mignot. Modelling flash flood propagation in urban areas using a two-dimensional numerical model. *Natural Hazards*, 50(3):433–460, 2009.
- A. F. Abdullah, Z. Vojinovic, R. K. Price, and N. A. A. Aziz. Improved methodology for processing raw lidar data to support urban flood modelling - accounting for elevated roads and bridges. *Journal of Hydroinformatics*, 14(2):253–269, 2012a.
- A. F. Abdullah, Z. Vojinovic, R. K. Price, and N. A. A. Aziz. A methodology for processing raw lidar data to support urban flood modelling framework. *Journal of Hydroinformatics*, 14(1):75–92, 2012b.
- L. Ahmadian, M. van Engen-Verheul, F. Bakhshi-Raiez, N. Peek, R. Cornet, and N. F. de Keizer. The role of standardized data and terminological systems in computerized clinical decision support systems: Literature review and survey. *International Journal of Medical Informatics*, 80(2):81–93, 2011.
- H. J. Albering, S. M. van Leusen, E. J. C. Moonen, J. A. Hoogewerff, and J. C. S. Kleinjans. Human health risk assessment: A case study involving heavy metal soil contamination after the flooding of the river meuse during the winter of 1993-1994. *Environmental Health Perspectives*, 107(1):37–43, 1999.
- M. G. Anderson, D. E. Walling, and P. D. Bates. *Floodplain processes*. Wiley, 1996.
- H. Apel, G. Aronica, H. Kreibich, and A. Thielen. Flood risk analyses—how detailed do we need to be? *Natural Hazards*, 49(1):79–98, 2009.
- S. A. Arevalo and J. Schmidt. Modelling mud deposition patterns due to flash floods in urban areas. *Zeitschrift der Deutschen Gesellschaft für Geowissenschaften*, 162(4):443–451, 2011.
- R. M. Argent. An overview of model integration for environmental applications—components, frameworks and semantics. *Environmental Modelling & Software*, 19(3):219–234, 2004.
- G. Aronica, H. Apel, G. Di Baldassarre, and G. J. P. Schumann. Special issue on flood risk and uncertainty. *Hydrological Processes*, 27:1291, 2013.
- N. E. M. Asselman and H. Middelkoop. Floodplain sedimentation: Quantities, patterns and processes. *Earth Surface Processes and Landforms*, 20:481–499, 1995.

- N. E. M. Asselman and M. van Wijngaarden. Development and application of a 1d floodplain sedimentation model for the river rhine in the netherlands. *Journal of Hydrology*, 268(1-4): 127–142, 2002.
- "FeststofftransportmodelleÄTV-DVWK-Arbeitsgruppe-WW-2.4. *Feststofftransportmodelle für Fließgewässer*, volume 3-924063-30-3. DVWK e.V. Theodor-Heuss-Allee 17, D-53773 Hennef, 2003.
- M. Baborowski, O. Büttner, P. Morgenstern, F. Krüger, I. Lobe, H. Rupp, and W. Tümpling v. Spatial and temporal variability of sediment deposition on artificial-lawn traps in a floodplain of the river elbe. *Environmental Pollution*, 148(3):770–778, 2007a.
- M. Baborowski, F. Krüger, O. Büttner, P. Morgenstern, I. Lobe, W. Tümpling v, H. Rupp, and H. Guhr. *Transport and fate of dissolved and suspended particulate matter in the Middle Elbe region during flood events*, pages 197–206. Environmental Science and Engineering. Springer, Berlin, 2007b.
- M. Baborowski, O. Büttner, P. Morgenstern, T. Jancke, and B. Westrich. Spatial variability of metal pollution in groyne fields of the middle elbe – implications for sediment monitoring. *Environmental Pollution*, 167(0):115–123, 2012.
- P. D. Bates and A. P. J. De Roo. A simple raster-based model for flood inundation simulation. *Journal of Hydrology*, 236(12):54–77, 2000.
- P. D. Bates, M. G. Anderson, J. M. Hervouet, and J. C. Hawkes. Investigating the behaviour of two-dimensionsal finite element models of compound channel flow. *Earth Surface Processes and Landforms*, 22:3–17, 1997.
- P. D. Bates, M. S. Horrit, and J. M. Hervouet. Investigating two-dimensional finite element predictions of floodplain inundation using fractal generated topography. *Hydrological Processes*, 12:1257–1277, 1998.
- P. D. Bates, M. D. Wilson, M. S. Horrit, D. Mason, N. Holden, and A. Currie. Reach scale floodplain inundation dynamics observed using airborne synthetic aperture radar imagery: Data analysis and modelling. *Journal of Hydrology -Amsterdam*, 328:306–318, 2006.
- P. D. Bates, K. J. Marks, and M. S. Horrit. Optimal use of high-resolution topographic data in flood inundation models. *Hydrological Processes*, 17:537–557, 2008.
- C. Baumgarten, E. Christiansen, S. Naumann, G. Penn-Bressel, J. Rechenberg, and A.-B. Walter. Hochwasser verstehen, erkennen, handeln! Technical report, Umweltbundesamt, 2012.
- K. Beven. *Environmental modelling: An uncertain future?* Routledge, London, New York, 2009.
- G. S. Bilotta and R. E. Brazier. Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. *Water Research*, 42(12):2849–2861, 2008.

- E. C. Brown. *Applied Multivariate Statistics in Geohydrology and Related Sciences*. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 1998.
- O. Büttner, K. Otte-Witte, F. Krüger, G. Meon, and M. Rode. Numerical modelling of floodplain hydraulics and suspended sediment transport and deposition at the event scale in the middle river elbe, germany. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 34:265–278, 2006.
- Bundesamtes für Bevölkerungsschutz und Katastrophenhilfe (BBK). Deutsches Notfallvorsorge-Informationssystem. 2012. URL <https://www.denis.bund.de>.
- Deutscher Bundestag. Gesetz zur Verbesserung des vorbeugenden Hochwasserschutzes. Vom 3.Mai 2005, 2005.
- H. Bungartz and S. C. Wanner. Significance of particle interaction to the modelling of cohesive sediment transport in rivers. *Hydrological Processes*, 18:1685–1702, 2004.
- N. Burt, Parker R., and Watts J. Cohesive sediments, 1997.
- A. Candela, S. Naso, and G. Aronica. On the use of innovative post-event data for reducing uncertainty in calibrating flood propagation models. In *EGU General Assembly 2013*, volume 15 of *Geophysical Research Abstracts*, pages EGU2013–5857–1, 2013, 2013.
- C. Caplat, H. Texier, D. Barillier, and C. Lelievre. Heavy metals mobility in harbour contaminated sediments: The case of port-en-bessin. *Marine Pollution Bulletin*, 50(5):504–511, 2005.
- C. Carroll, P. Marsden, P. Soden, E. Naylor, J. New, and T. Dornan. Involving users in the design and usability evaluation of a clinical decision support system. *Computer Methods and Programs in Biomedicine*, 69(2):123–135, 2002.
- A. S. Chen, B. Evans, S. Djordjevic, and D. A. Savic. A coarse-grid approach to representing building blockage effects in 2d urban flood modelling. *Journal of Hydrology*, 426:1–16, 2012.
- D. M. Cobby, D. Mason, M. S. Horrit, and P. D. Bates. Two-dimensional hydraulic flood modelling using a finite-element mesh decomposed according to vegetation and topographic features derived from airborne scanning laser altimetry. *Hydrological Processes*, 17(10):1979–2000, 2003.
- A. Coynel, J. Schäfer, G. Blanc, and C. Bossy. Scenario of particulate trace metal and metalloid transport during a major flood event inferred from transient geochemical signals. *Applied Geochemistry*, 22(4):821–836, 2007.
- D. H. de Boer, M. A. Hassan, B. MacVicar, and M. Stone. Recent (1999–2003) canadian research on contemporary processes of river erosion and sedimentation, and river mechanics. *Hydrological Processes*, 19(1):265–283, 2005.
- K. Debnath and S. Chaudhuri. Cohesive sediment erosion threshold: A review. *ISH Journal of Hydraulic Engineering*, 16(1):36–56, 2010.

- K. Debnath, V. Nikora, J. Aberle, B. Westrich, and M. Muste. Erosion of cohesive sediments: Resuspension, bed load, and erosion patterns from field experiments. *Journal of Hydraulic Engineering-Asce*, 133(5):508–520, 2007.
- G. Di Baldassarre and G. Schumann. Recent advances in mapping and modelling flood processes in lowland areas. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 36(7–8): 221–222, 2011.
- G. Di Baldassarre, G. Schumann, and P. D. Bates. A technique for the calibration of hydraulic models using uncertain satellite observations of flood extent. *Journal of Hydrology*, 367(3–4): 276–282, 2009.
- F. Dottori and E. Todini. Testing a simple 2d hydraulic model in an urban flood experiment. *Hydrological Processes*, 27(9):1301–1320, 2013.
- I. G. Droppo. Rethinking what constitutes suspended sediment. *Hydrological Processes*, 15(9):1551–1564, 2001.
- I.G. Droppo, D.E. Walling, and E.D. Ongley. Suspended sediment structure: implications for sediment transport/yield modelling. *Modelling Erosion, Sediment Transport and Sediment Yield*, (60):205–228, 2002.
- D. Dutta, J. Alam, K. Umeda, M. Hayashi, and S. Hironaka. A two-dimensional hydrodynamic model for flood inundation simulation: a case study in the lower mekong river basin. *Hydrological Processes*, 21(9):1223–1237, 2007.
- EAA, European Environment Agency. *Urban adaptation to climate change in Europe. Challenges and opportunities for cities together with supportive national and European policies*. European Environment Agency EAA, Copenhagen, 2012.
- EOS Initiative des Deutschen GeoForschungszentrums (GFZ) und des Deutschen Zentrums für Luft- und Raumfahrt (DLR) im Bereich Naturkatastrophen. Natural Disasters Networking Platform. 2012. URL <http://nadine.helmholtz-eos.de>.
- Europäische Kommission. Richtlinie 2007/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2007 über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken ((Text von Bedeutung für den EWR), 2007.
- R. A. Falconer and Y. Chen. *Modelling sediment transport and water quality processes on tidal floodplains*, pages 361–398. John Wiley & Sons Ltd., 1996.
- J. H. Ferziger and M. Peric. *Computational methods for fluid mechanics*. Springer, Berlin; Heidelberg; New York, 2002.
- T. J. Fewtrell, P. D. Bates, M. Horritt, and N. M. Hunter. Evaluating the effect of scale in flood inundation modelling in urban environments. *Hydrological Processes*, 22(26):5107–5118, 2008.
- T. J. Fewtrell, A. Duncan, C. C. Sampson, J. C. Neal, and P. D. Bates. Benchmarking urban flood models of varying complexity and scale using high resolution terrestrial lidar data. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 36(7–8):281–291, 2011a.

- T. J. Fewtrell, J. C. Neal, P. D. Bates, and P. J. Harrison. Geometric and structural river channel complexity and the prediction of urban inundation. *Hydrological Processes*, 25(20): 3173–3186, 2011b.
- J. R. French. Critical perspectives on the evaluation and optimization of complex numerical models of estuary hydrodynamics and sediment dynamics. *Earth Surface Processes and Landforms*, 35(2):174–189, 2010.
- J. R. French and N. J. Clifford. Hydrodynamic modelling as a basis for explaining estuarine environmental dynamics: some computational and methodological issues. *Hydrological Processes*, 14(11-12):2089–2108, 2000.
- K. Friese. Editorial: Floodplains and areas of low water movement as the linking part in the transport of suspended particulate matter and sediments along lowland rivers. *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, 34(3):171–173, 2006.
- U. Förstner. Sediment dynamics and pollutant mobility in rivers: An interdisciplinary approach. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 9:25–40, 2004.
- U. Förstner, S. Heise, R. Schwartz, B. Westrich, and W. Ahlf. Historical contaminated sediments and soils at the river basin scale. *Journal of Soils and Sediments*, 4(4):247–260, 2004.
- H. A. Gallegos, J. E. Schubert, and B. F. Sanders. Two-dimensional, high-resolution modeling of urban dam-break flooding: A case study of baldwin hills, california. *Advances in Water Resources*, 32(8):1323–1335, 2009.
- C. Gattke. Modellvergleiche zur Untersuchung struktureller Unsicherheiten - Anwendung objektorientierter Methoden in der hydrologischen Modellierung. Dissertation, 2006.
- R. C. Grabowski, I. G. Droppo, and G. Wharton. Erodibility of cohesive sediment: The importance of sediment properties. *Earth-Science Reviews*, 105(3-4):101–120, 2011.
- H. Grzybowska and J. Barceló. Decision support system for real-time urban freight management. *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, 39(0):712–725, 2012.
- I. Haag, U. Kern, and B. Westrich. Erosion investigation and sediment quality measurements for a comprehensive risk assessment of contaminated aquatic sediments. *Science of the Total Environment*, 266(1-3):249–257, 2001.
- D. Haase, T. Weichel, M. Volk, C. Gläßer, B. Birger, P. Zober, T. Reinartz, R. Heege, M. Müller, and M. Schröder. *Flächenhafte Erfassung der Hochwassergebiete mittels Fernerkundungsdaten (Extended remote sensing of high water areas.)*, pages 37–69. Magdeburg, 2004.
- J. W. Hall and D. Solomatine. A framework for uncertainty analysis in flood risk management decisions. *International Journal of River Basin Management*, 6(2):85–98, 2008.
- R. J. Hardy, P. D. Bates, and M. G. Anderson. The importance of spatial resolution in hydraulic models for floodplain environments. *Journal of Hydrology -Amsterdam*, 216(1-2): 124–136, 1999.

- T. Hartmann. Den Flüssen mehr Raum geben - Umsetzungsrestriktionen in Recht und Praxis. *Raumforschung und Raumordnung*, 69(4):257–268, 2011.
- S. Heise, F. Krüger, U. Förstner, M. Baborowski, R. Götz, and B. Stachel. Bewertung der Risiken durch Feststoff-gebundene Schadstoffe im Elbeeinzugsgebiet. Im Auftrag der Flussgebietsgemeinschaft Elbe und Hamburg Port Authority, erstellt vom Beratungszentrum für integriertes Sedimentmanagement (BIS/TuTech) an der TU Hamburg-Harburg. Technical report, 2008.
- J. M. Hervouet. *Hydrodynamics of free surface flows: modelling with the finite element method*. Wiley, Chichester, 2007.
- John T Hickey and Jose D Salas. Environmental effects of extreme floods. *Hydrometeorology, Impacts, and Management of Extreme Floods*, pages 13–17, 1995.
- G. Hillebrand. Sinkgeschwindigkeit kohäsiver Sedimente - partikuläre Wechselwirkungen. In *11. Gewässermorphologisches Kolloquium am 11./12. November 2008 in Koblenz*, pages 21–30, Koblenz, 2008a.
- G. Hillebrand. *Transportverhalten kohäsiver Sedimente in turbulenten Strömungen - Untersuchungen*. PhD thesis, 2008b.
- H. Hollert, M. Ernst, T. B. Seiler, J. Wölz, T. Braunbeck, T. Kosmehl, S. Keiter, S. Grund, W. Ahlf, L. Erdinger, and M. Dürr. Strategien zur sedimentbewertung - ein Überblick. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung*, 21(2):160–176, 2009.
- M. S. Horrit. A methodology for the validation of uncertain flood inundation models. *Journal of Hydrology -Amsterdam*, 326(1-4):153–165, 2006.
- M. S. Horrit and P. D. Bates. Predicting floodplain inundation: raster-based modelling versus the finite-element approach. *Hydrological Processes*, 15:825–842, 2001.
- M. S. Horrit and P. D. Bates. Evaluation of 1d and 2d numerical models for predicting river flood inundation. *Journal of Hydrology -Amsterdam*, 268:87–99, 2002.
- M. S. Horrit, P. D. Bates, and M. J. Mattinson. Effects of mesh resolution and topographic representation in 2d finite volume models of shallow water fluvial flow. *Journal of Hydrology -Amsterdam*, 329(1-2):306–314, 2006.
- N. M. Hunter, P. D. Bates, S. Neelz, G. Pender, I. Villanueva, N. G. Wright, D. Liang, R. A. Falconer, B. Lin, S. Waller, A. J. Crossley, and D. C. Mason. Benchmarking 2d hydraulic models for urban flooding. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers-Water Management*, 161(1):13–30, 2008.
- Neil M. Hunter, Matthew S. Horritt, Paul D. Bates, Matthew D. Wilson, and Micha G. F. Werner. An adaptive time step solution for raster-based storage cell modelling of floodplain inundation. *Advances in Water Resources*, 28(9):975–991, 2005.
- Neil M. Hunter, Paul D. Bates, Matthew S. Horritt, and Matthew D. Wilson. Simple spatially-distributed models for predicting flood inundation: A review. *Geomorphology*, 90(3-4):208–225, 2007.

- IPCC. Guidance notes for lead authors of the ipcc fourth assessment report on addressing uncertainties, intergovernmental panel on climate change, ar4. Technical report, 2004.
- B. Kaplan. Evaluating informatics applications—clinical decision support systems literature review. *International Journal of Medical Informatics*, 64(1):15–37, 2001.
- T. Knetsch. Unsicherheiten in Ingenieurberechnungen. Dissertation, Universität Magdeburg, 2004.
- F. Krüger, R. Schwartz, M. Kunert, and K. Friese. Methods to calculate sedimentation rates of floodplain soils in the middle region of the elbe river. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 34:175–187, 2006.
- A. Kurtenbach, R. Bierl, B. Eisold, W. Symader, J. Sartor, M. Casper, J. Hansen, L. Hoffmann, A. Weidenhaupt, J. P. Lickes, and P. Schosseler. Relevanz von feinputikeln in hydrologie und wasserwirtschaft: Herkunft, transport, wirkung und management in natürlichen und technischen systemen. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung*, 22(6): 629–630, 2010.
- S. N. Lane. Hydraulic modelling in hydrology and geomorphology: a review of high resolution approaches. *Hydrological Processes*, 12:1131–1150, 1998.
- S. N. Lane. Roughness - time for a re-evaluation? *Earth Surface Processes and Landforms*, 30(2):251–253, 2005.
- S. N. Lane and D. Yu. Urban fluvial flood modelling using a two-dimensional diffusion-wave treatment, part 1: mesh resolution effects. *Hydrological Processes*, 20(7):1541–1565, 2006a.
- S. N. Lane and D. Yu. Urban fluvial flood modelling using a two-dimensional diffusion-wave treatment, part 2: development of a sub-grid-scale treatment. *Hydrological Processes*, 20(7):1567–1583, 2006b.
- S. N. Lane, T. D. James, H. Pritchard, and M. Saunders. Photogrammetric and laser altimetric reconstruction of water levels for extreme flood event analysis. *The Photogrammetric Record*, 18(104):293–307, 2003.
- W. Laugwitz. Sanierungsgebiet Goitzsche. Bericht zum Hochwasserereignis im August 2002. Technical report, www.lmbv.de LMBV Unternehmenskommunikation, 2004.
- D. Leedal, J. Neal, K. Beven, P. Young, and P. Bates. Visualization approaches for communicating real-time flood forecasting level and inundation information. *Journal of Flood Risk Management*, 3(2):140–150, 2010.
- D. R. Legates and G. J. McCabe Jr. Evaluating the use of "goodness-of-fit" measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. *Water Resources Research*, 35(1):233–241, 1999.
- LHW Sachsen-Anhalt, Gewässerkundlicher Landesdienst. Sachstandsbericht zum Sedimentmanagementkonzept Sachsen-Anhalt. pages <http://www.sachsen-anhalt.de/index.php?id=49560> (abgerufen am 25.8.2013), 2013.

- W. Lick. *Sediment and contaminant transport in surface waters*. IWA Publishing, Boca Raton, London, New York, 1 edition, 2009.
- K. E. Lindenschmidt, K. Fleischbein, and M. Baborowski. Structural uncertainty in a river water quality modelling system. *Ecological Modelling*, 204:289–300, 2007.
- K. E. Lindenschmidt, S. Huang, and M. Baborowski. A quasi-2d flood modeling approach to simulate substance transport in polder systems for environment flood risk assessment. *Science of the Total Environment*, 397:86–102, 2008.
- C. Maksimovic, D. Prodanovic, S. Boonya-Aroonnet, J. P. Leitao, S. Djordjevic, and R. Allitt. Overland flow and pathway analysis for modelling of urban pluvial flooding. *Journal of Hydraulic Research*, 47(4):512–523, 2009.
- A. J. Manning, W. J. Langston, and P. J. C. Jonas. A review of sediment dynamics in the severn estuary: Influence of flocculation. *Marine Pollution Bulletin*, 61(1-3):37–51, 2010.
- D. Mason, D. M. Cobby, M. S. Horrit, and P. D. Bates. Floodplain friction parameterization in two-dimensional river flood models using vegetation heights derived from airborne scanning laser altimetry. *Hydrological Processes*, 17:1711–1732, 2003.
- D. C. Mason, P. D. Bates, and J. T. D. Amico. Calibration of uncertain flood inundation models using remotely sensed water levels. *Journal of Hydrology*, 368(1-4):224–236, 2009.
- D. C. Mason, R. Speck, B. Devereux, G. J. P. Schumann, J. C. Neal, and P. D. Bates. Flood detection in urban areas using terrasars-x. *Ieee Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 48(2):882–894, 2010.
- David C. Mason, Matthew S. Horritt, Neil M. Hunter, and Paul D. Bates. Use of fused airborne scanning laser altimetry and digital map data for urban flood modelling. *Hydrological Processes*, 21(11):1436–1447, 2007.
- M. Matthies, C. Giupponi, and B. Ostendorf. Environmental decision support systems: Current issues, methods and tools. *Environmental Modelling & Software*, 22(2):123–127, 2007.
- B. S. McIntosh, J. C. Ascough II, M. Twery, J. Chew, A. Elmahdi, D. Haase, J. J. Harou, D. Hepting, S. Cuddy, A. J. Jakeman, S. Chen, A. Kassahun, S. Lautenbach, K. Matthews, W. Merritt, N. W. T. Quinn, I. Rodriguez-Roda, S. Sieber, M. Stavenga, A. Sulis, J. Ticehurst, M. Volk, M. Wrobel, H. van Delden, S. El-Sawah, A. Rizzoli, and A. Voinov. Environmental decision support systems (edss) development – challenges and best practices. *Environmental Modelling & Software*, 26(12):1389–1402, 2011.
- N. R. McIntyre and H. S. Wheeler. A tool for risk-based management of surface water quality. *Environmental Modelling & Software*, 19(12):1131–1140, 2004.
- H. K. McMillan and J. Brasington. Reduced complexity strategies for modelling urban floodplain inundation. *Geomorphology*, 90(3-4):226–243, 2007a.
- Hilary K. McMillan and James Brasington. Reduced complexity strategies for modelling urban floodplain inundation. *Geomorphology*, 90(3-4):226–243, 2007b.

- B. Merz, R. Bittner, and K. Günther. *Ergebnisse aus der Hochwasserforschung*. Helmholtz-Zentrum Potsdam, Potsdam, 2009.
- B. Merz, U. Grünewald, and K. Piroth. *Management von Hochwasserrisiken*. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 2011.
- H. Middelkoop. Reconstructing floodplain sedimentation rates from heavy metal profiles by inverse modelling. *Hydrological Processes*, 16(1):47–64, 2002.
- E. Mignot, A. Paquier, and S. Haider. Modeling floods in a dense urban area using 2d shallow water equations. *Journal of Hydrology*, 327(1-2):186–199, 2006.
- H. Nagel. Zweite landesweite color-infrarot-luftbild-gestützte biotoptypen-und nutzungstypenkartierung im bundesland sachsen-anhalt. *Angewandte Geoinformatik*, pages 488–494, 2007.
- J. Neal, C. Keef, P. Bates, K. Beven, and D. Leedal. Probabilistic flood risk mapping including spatial dependence. *Hydrological Processes*, 27(9):1349–1363, 2013.
- J. C. Neal, P. D. Bates, T. J. Fewtrell, N. M. Hunter, M. D. Wilson, and M. S. Horritt. Distributed whole city water level measurements from the Carlisle 2005 urban flood event and comparison with hydraulic model simulations. *Journal of Hydrology*, 368(1-4):42–55, 2009.
- M. B. Neumann and W. Gujer. Underestimation of uncertainty in statistical regression of environmental models: Influence of model structure uncertainty. *Environmental Science & Technology*, 42(11):4037–4043, 2008.
- A. P. Nicholas and D. E. Walling. The significance of particle aggregation in the overbank deposition of suspended sediment on river floodplains. *Journal of Hydrology*, 186(1-4):275–293, 1996.
- A. P. Nicholas and D. E. Walling. Numerical modelling of floodplain hydraulics and suspended sediment transport and deposition. *Hydrological Processes*, 12(8):1339–1355, 1998.
- M. Nujic. HYDRO_AS-2D-Ein zweidimensionales Strömungsmodell für die wasserwirtschaftliche Praxis. *Handbuch, Rosenheim*, 2006.
- A. Obermayer, F. W. Guentert, G. Angermair, R. Tandler, S. Braunschmidt, and N. Milojevic. Different approaches for modelling of sewer caused urban flooding. *Water Science and Technology*, 62(9):2175–2182, 2010.
- M. Overesch, J. Rinklebe, G. Broll, and H. U. Neue. Metals and arsenic in soils and corresponding vegetation at central Elbe river floodplains (Germany). *Environmental Pollution*, 145(3):800–812, 2007.
- F. Pappenberger and K. J. Beven. Ignorance is bliss: Or seven reasons not to use uncertainty analysis. *Water Resources Research*, 42(5):W05302, 2006.

- L. Parrott, C. Chion, C. C. A. Martins, P. Lamontagne, S. Turgeon, J. A. Landry, B. Zhens, D. J. Marceau, R. Michaud, G. Cantin, N. Ménard, and S. Dionne. A decision support system to assist the sustainable management of navigation activities in the st. lawrence river estuary, canada. *Environmental Modelling & Software*, 26(12):1403–1418, 2011.
- J. Peterson and U. Langner. Katalog der Biotoptypen und Nutzungstypen für die CIR-luftbildgestützte Biotoptypenkartierung im Land Sachsen-Anhalt, Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt. Technical report, 1992.
- P. Prestininzi, G. Di Baldassarre, G. Schumann, and P. D. Bates. Selecting the appropriate hydraulic model structure using low-resolution satellite imagery. *Advances in Water Resources*, 34(1):38–46, 2011.
- S. Prohaska, T. Jancke, and B. Westrich. Model based estimation of sediment erosion in groyne fields along the river elbe. *XXIVth Conference of the Danubian Countries. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 4:12–42, 2008.
- J. Quast, H. Messal, V. Ehlert, A. Sbjeschni, and W. Schmidt. Model- based assessment of land use impacts on runoff and inundation caused by flood events. *Irrigation and Drainage*, 61(2):155–167, 2012.
- N. W. T. Quinn, K. Jacobs, C. W. Chen, and W. T. Stringfellow. Elements of a decision support system for real-time management of dissolved oxygen in the san joaquin river deep water ship channel. *Environmental Modelling & Software*, 20(12):1495–1504, 2005.
- S. Rahmstorf, A. Cazenave, J. A. Church, J. E. Hansen, R. F. Keeling, D. E. Parker, and R. C. J. Somerville. Recent climate observations compared to projections. *Science*, 316(5825):709, 2007.
- G. Rank. Arsen- und schwermetallbelastung im mulde- und elbe-einzugsgebiet nach dem augsthochwasser 2002. *Wasser & Abfall*, 3:34–40, 2004.
- J. C. Refsgaard, J. P. van der Sluijs, A. L. Højberg, and P. A. Vanrolleghem. Uncertainty in the environmental modelling process - a framework and guidance. *Environmental Modelling & Software*, 22(11):1543–1556, 2007.
- K. Rehda, C. Röper, H. Messal, and W. Tümping v. Möglichkeiten zur nutzung großer flussauen in sachsen-anhalt vor dem hintergrund stofflicher belastungen in böden und sedimenten. In *Magdeburger Gewässerschutzseminar*, pages 94 – 98, Wernigerode, 2012. Internationale Kommission zum Schutz der Elbe IKSE.
- E. L. Rhoades, M. A. O’Neal, and J. E. Pizzuto. Quantifying bank erosion on the south river from 1937 to 2005, and its importance in assessing hg contamination. *Applied Geography*, 29(1):125–134, 2009.
- A. Saltelli, S. Tarantola, F. Campolongo, and M. Ratto. *Sensitivity analysis in practice. A guide to assessing scientific models*. John Wiley & Sons, 2004.

- A. Saltelli, M. Ratto, S. Tarantola, and F. Campolongo. Sensitivity analysis practices: Strategies for model-based inference. *Reliability Engineering & System Safety*, 91(10-11):1109–1125, 2006.
- A. Saltelli, M. Ratto, T. Andres, F. Campolongo, J. Cariboni, D. Gatelli, M. Saisana, and S. Tarantola. *Global sensitivity analysis: The primer*. John Wiley & Sons, Ltd, 2008.
- Brett F. Sanders, Jochen E. Schubert, and Russell L. Detwiler. Parbrezo: A parallel, unstructured grid, godunov-type, shallow-water code for high-resolution flood inundation modeling at the regional scale. *Advances in Water Resources*, 33(12):1456–1467, 2010.
- A. Sauer. Methodik zur Fächendifferenzierten Analyse und Bewertung von stofflichen Hochwasserrisiken (Dissertation). 2013.
- A. Sauer, J. Schanze, and U. Walz. *A GIS-based risk assessment methodology for flood pollutants*, pages 1429–1438. CRC Press, 2009.
- J. Schanze. *Flood risk management - a basic framework*, pages 1–20. Springer, 2006.
- J. Schanze, A. Sauer, C. McGahey, P. Sayers, P. Dunning, D. Lumbroso, A. Hooijer, and K. de Bruijn. Development of dss for long-term planning. review of existing tools. Technical report, FLOODsite Integrated Project, 2007.
- T. J. Schröder, T. Hiemstra, J. P. M. Vink, and S. E. A. T. M. van der Zee. *Modeling of the solid-solution partitioning of heavy metals and arsenic in embanked flood plain soils of the rivers Rhine and Meuse*, volume 39. 2005.
- J. E. Schubert and B. F. Sanders. Building treatments for urban flood inundation models and implications for predictive skill and modeling efficiency. *Advances in Water Resources*, 41: 49–64, 2012.
- J. E. Schubert, B. F. Sanders, M. J. Smith, and N. G. Wright. Unstructured mesh generation and landcover-based resistance for hydrodynamic modeling of urban flooding. *Advances in Water Resources*, 31(12):1603–1621, 2008.
- M. Schulz, O. Büttner, M. Baborowski, M. Böhme, M. Matthies, and W. Tümpling v. A dynamic model to simulate arsenic, lead, and mercury contamination in the terrestrial environment during extreme floods of rivers. *Clean - Soil, Air, Water*, 37(3):209–217, 2009.
- C. Schulz-Zunkel and F. Krüger. Trace metal dynamics in floodplain soils of the river elbe: A review. *Journal of Environmental Quality*, 38(4):1349–1362, 2009.
- G. J. P. Schumann, J. C. Neal, D. C. Mason, and P. D. Bates. The accuracy of sequential aerial photography and sar data for observing urban flood dynamics, a case study of the uk summer 2007 floods. *Remote Sensing of Environment*, 115(10):2536–2546, 2011.
- R. Schwarze. Berechnung von Bemessungs-Hochwasserganglinien für die Ereignisse HQ(100), HQ(200), HQ(300) und HQ(500) für den Bereich Pegel Bad Dübener 1 an der Vereinigten Mulde. Technical report, TU Dresden, Institut für Hydrologie und Meteorologie, 2007.

- smileconsult. JANET. 2013. URL <http://www.smileconsult.de>.
- T. Sommer, C. Karpf, N. Ettrich, D. Haase, T. Weichel, J. V. Peetz, B. Steckel, K. Eulitz, and K. Ullrich. Coupled modelling of subsurface water flux for an integrated flood risk management. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 9(4):1277–1290, 2009.
- K. L. Spencer, I. G. Droppo, C. He, L. Grapentine, and K. Exall. A novel tracer technique for the assessment of fine sediment dynamics in urban water management systems. *Water Research*, 45(8):2595–2606, 2011.
- M. Sprovieri, M. L. Feo, L. Prevedello, D. S. Manta, S. Sammartino, S. Tamburrino, and E. Marsella. Heavy metals, polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls in surface sediments of the naples harbour (southern italy). *Chemosphere*, 67(5):998–1009, 2007.
- E. M. Stephens, P. D. Bates, J. E. Freer, and D. C. Mason. The impact of uncertainty in satellite data on the assessment of flood inundation models. *Journal of Hydrology*, 414: 162–173, 2012.
- G. G. Stokes. *On the effect of the internal friction of fluids on the motion of pendulums*, volume 9. Pitt Press, 1851.
- M. Straatsma and F. Huthoff. Uncertainty in 2d hydrodynamic models from errors in roughness parameterization based on aerial images. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 36(7–8):324–334, 2011.
- I. Takács, G. G. Patry, and D. Nolasco. A dynamic model of the clarification-thickening process. *Water Research*, 25(10):1263–1271, 1991.
- C. Teisson. *A review of cohesive sediment transport models*, pages 367–382. John Wiley & Sons, New York, 1997.
- W. Tümpling v., M. Rode, O. Büttner, M. Baborowski, M. Boehme, C. Gläßer, B. Sonnabend, M. Matthies, M. Schulz, J. Schanze, U. Walz, and A. Sauer. Entwicklung eines schadstoffausbreitungsmodells zur stoffbezogenen risikoanalyse und -bewertung extremer hochwasserereignisse am beispiel des landkreises und der stadt bitterfeld. *UWSF-Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie*, 18(2):129–131, 2006.
- W. Tümpling v., M. Rode, M. Böhme, C. Gläßer, M. Matthies, and Schanze J. SARISK - Entwicklung eines Schadstoffausbreitungsmodells zur stoffbezogenen Risikoanalyse und -bewertung extremer Hochwasserereignisse am Beispiel des Landkreises und der Stadt Bitterfeld. Endbericht. Technical report, BMBF, 2009.
- R. Tsubaki and I. Fujita. Unstructured grid generation using lidar data for urban flood inundation modelling. *Hydrological Processes*, 24(11):1404–1420, 2010.
- R. Tsubaki and Y. Kawahara. The uncertainty of local flow parameters during inundation flow over complex topographies with elevation errors. *Journal of Hydrology*, 486(0):71–87, 2013.

- M. van Bijnen, H. Korving, and F. Clemens. Impact of sewer condition on urban flooding: an uncertainty analysis based on field observations and monte carlo simulations on full hydrodynamic models. *Water Science and Technology*, 65(12):2219–2227, 2012.
- H. van Delden, P. Luja, and G. Engelen. Integration of multi-scale dynamic spatial models of socio-economic and physical processes for river basin management. *Environmental Modelling & Software*, 22(2):223–238, 2007.
- P. J. A. Vervuren, C. W. P. M. Blom, and H. De Kroon. Extreme flooding events on the rhine and the survival and distribution of riparian plant species. *Journal of Ecology*, 91(1):135–146, 2003.
- D. E. Walling and Q. He. Use of fallout ^{137}Cs in investigations of overbank sediment deposition on river floodplains. *Catena*, 29(3–4):263–282, 1997.
- S. Wallisch. Hydraulische Methoden zur Erfassung von Rauheiten-Äquivalente Sandrauheiten und Strickler-Beiwerte fester und beweglicher Strömungsberandungen. *Schriftenreihe des DVWK*, (92):4, 1990.
- X. Wang, Z. X. Cao, G. Pender, and G. M. Tan. Modelling of urban flooding due to yangtze river dike break. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers-Water Management*, 164(1):3–14, 2011.
- M. Werner, S. Blazkova, and J. Petr. Spatially distributed observations in constraining inundation modelling uncertainties. *Hydrological Processes*, 19(16):3081–3096, 2005a.
- M. G. F. Werner. A comparison of flood extent modelling approaches through constraining uncertainties on gauge data. *Hydrology and Earth System Sciences*, 8(6):1141–1152, 1999.
- M. G. F. Werner, N. M. Hunter, and P. D. Bates. Identifiability of distributed floodplain roughness values in flood extent estimation. *Journal of Hydrology -Amsterdam*, 314(1-4):139–157, 2005b.
- S. Wijnhoven, van der V. Gerard, R. S. E. W. Leuven, H. J. P. Eijsackers, and A. J. M. Smits. The effect of turbation on zinc relocation in a vertical floodplain soil profile. *Environmental Pollution*, 140(3):444–452, 2006a.
- S. Wijnhoven, I. Thonon, G. Velde, R. Leuven, M. Zorn, H. Eijsackers, and T. Smits. The impact of bioturbation by small mammals on heavy metal redistribution in an embanked floodplain of the river rhine. *Water, Air, & Soil Pollution*, 177(1):183–210, 2006b.
- S. Wijnhoven, G. Van Der Velde, R. S. E. W. Leuven, H. J. P. Eijsackers, and A. J. M. Smits. Metal accumulation risks in regularly flooded and non-flooded parts of floodplains of the river rhine: Extractability and exposure through the food chain. *Chemistry and Ecology*, 22(6):463–477, 2006c.
- N. D. Williams, D. E. Walling, and G. J. L. Leeks. High temporal resolution in situ measurement of the effective particle size characteristics of fluvial suspended sediment. *Water Research*, 41(5):1081–1093, 2007.

- G. I. M. Worm, A. W. C. van der Helm, T. Lapikas, K. M. van Schagen, and L. C. Rietveld. Integration of models, data management, interfaces and training support in a drinking water treatment plant simulator. *Environmental Modelling & Software*, 25(5):677–683, 2010.
- X. Wu, H. C. Oh, I. Akarimi, M.k Goh, and R. de Souza. Tops: Advanced decision support system for port and maritime chemical logistics. *The Asian Journal of Shipping and Logistics*, 27(1):143–156, 2011.
- www.chemiepark.de. Chemiepark Bitterfeld. 2013. URL <http://www.chemiepark.de>.
- S. Zacharias, H. Bogen, L. Samaniego, M. Mauder, R. Fuá, T. Pütz, M. Frenzel, M. Schwank, C. Baessler, K. Butterbach-Bahl, O. Bens, E. Borg, A. Brauer, P. Dietrich, I. Hajnsek, G. Helle, R. Kiese, H. Kunstmann, S. Klotz, J. C. Munch, H. Papen, E. Priesack, H. P. Schmid, R. Steinbrecher, U. Rosenbaum, G. Teutsch, and H. Vereecken. A network of terrestrial environmental observatories in germany. *Vadose Zone J.*, 10:955–973, 2011.
- U. Zanke. *Das Transportierte Medium (Sediment)*. Hochschultext. Springer Berlin Heidelberg, 1982.
- G. Zhou, B. Sun, D. Zeng, H. Wei, Z. Liu, and B. Zhang. Vertical distribution of trace elements in the sediment cores from major rivers in east china and its implication on geochemical background and anthropogenic effects. *Journal of Geochemical Exploration*, (0):<http://dx.doi.org/10.1016/j.gexplo.2013.03.007>, 2013.
- W. Zielke. Numerische Modelle von Flüssen, Seen und Küstengewässern. volume 127 of *DVWK Schriften*. DVWK, Bonn:Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser, 1999.

Anhang A.

Zusammenfassung der Literaturanalyse

Tabelle A.1.: Unsicherheiten bei der Modellierung von Hochwässern in urbanen Gebieten. Literaturrecherche im Web of Science (model* urban* flood* uncertainty*; 2007 - 2013)

Referenz	Untersuchungsgegenstand	Ergebnis, Schlussfolgerung
<i>Einfluss der Widerstandsbeiwerte auf die Ergebnisse</i>		
(Straatsma and Huthoff, 2011)	Quantifizierung der Unsicherheit in der Berechnung der Wasserspiegellagen, die auf Klassifizierungsfehler in der Landnutzungskarte zurückgeht, aus der die Modellrauheiten abgeleitet werden (Sensitivitätsanalyse)	Eine Klassifizierungsgenauigkeit von 69% führt zu Unsicherheiten in der Berechnung der Wasserspiegellage im Dezimeterbereich. Die Auflösung der für die Klassifizierung genutzten Karte spielt bezüglich der Unsicherheiten eine geringe Rolle.
(Schubert et al., 2008)	Einfluss von Reibungsbeiwert und Auflösung auf die Ergebnisse von 6 2D HN- Modellen	Die heute verfügbaren Höhenmodelle sind genau genug, um die urbanen Gebiete abzubilden. Die DEMs müssen mit verfügbaren Geometriedaten der Häuser verbunden werden, um die Information maximal zu nutzen. Wenn eine solche Datengrundlage vorhanden ist, hat die Unsicherheit in den Reibungsbeiwerten einen größeren Einfluss als die Fehler im Höhenmodell.
<i>Einfluss des Rechengitters auf die Ergebnisse</i>		

Fortsetzung auf der nächsten Seite

Tabelle A.1 – Fortsetzung von der vorherigen Seite

Referenz	Untersuchungsgegenstand	Ergebnis, Schlussfolgerung
(Dottori and Todini, 2013)	Wie wirkt sich eine vereinfachende Repräsentation von Gebäuden auf die Rechenergebnisse aus?	Die in der Studie betrachteten Vereinfachungen haben keinen großen Einfluss auf berechnete Wasserspiegellagen und Geschwindigkeiten.
(Tsubaki and Kawahara, 2013)	Auswirkungen der Gittergröße in verschiedenen geografischen Räumen (Reisfeld, Stadt) auf Modellergebnisse, Computerexperiment	Größere Gitter führen zu geringeren Wassertiefen und einer schnelleren Ausdehnung der Überflutung, da sich schnell ändernde Fließbedingungen in tiefengemittelten 2D Modellen nicht adäquat abgebildet sind.
(Fewtrell et al., 2008)	Skaleneffekte bei der Modellierung von Überflutungen in urbanen Gebieten	Die Vergrößerung der Rechengitter ist begrenzt, wenn die Gebäude abgebildet werden sollen. Es gibt kritische Längen, die die Gittergröße bestimmen und die von der Gebäudegröße und dem Abstand zwischen den Gebäuden abhängen.
(Horrit et al., 2006)	Einfluss von Gitterauflösung und Topographie auf die Vorhersage eines 2D FV-Modells innerhalb des Flussbettes (2,5 - 50 m Rechengitter und 25 cm Auflösung Höhenmodell)	Der Einfluss der Gitterauflösung ist größer. Kleinere Elemente können die Strömungsbedingungen besser repräsentieren.
(Bates et al., 2008)	Optimale Nutzung von hoch aufgelösten topographischen Daten	Die signifikanten Punkte und Strukturen im Gelände müssen identifiziert und in das Rechengitter integriert werden. So erzeugte Gitter liefern bessere Ergebnisse als automatisch generierte.
(Hardy et al., 1999)	Einfluss der Gittergröße auf die Ergebnisse (FE-Modell)	Die Effekte der Gitterauflösung sind denen der effektiven Kalibrierungsparameter (Widerstandsbeiwert) vergleichbar

Fortsetzung auf der nächsten Seite

Tabelle A.1 – Fortsetzung von der vorherigen Seite

Referenz	Untersuchungsgegenstand	Ergebnis, Schlussfolgerung
<i>Einfluss von Unsicherheiten in der Topographie auf die Ergebnisse</i>		
(Tsubaki and Kawahara, 2013)	Auswirkungen von Unsicherheiten in komplexen Topographien auf lokale Fließgeschwindigkeiten	Geometrielemente (Straßen und Häuser) sind insensitive gegenüber kleinen Fehlern in der Topographie und haben nur geringen Einfluss auf Wassertiefen. Die Fehler in der Wassertiefe entsprechen den Fehlern der Topographie. Lokale Fließgeschwindigkeiten können jedoch stark beeinflusst werden.
(Fewtrell et al., 2008)	Skaleneffekte bei der Modellierung von Überflutungen in urbanen Gebieten	Die akkurate Repräsentation der Topographie und der Topologie hat einen größeren Einfluss auf die Ergebnisse als die genaue Bestimmung der Rauigkeit an jedem einzelnen Punkt des Rechengitters.
<i>Einfluss der Modellstruktur auf die Ergebnisse</i>		
Motivation: Reduzierung des Rechenaufwandes durch Vereinfachung der Gleichungen (Modellkomplexität)		
(Dottori and Todini, 2013)	Können komplexe Strömungsvorgänge (in urbanen Gebieten) mit einem einfachen 2D Diffusionsmodell reproduziert werden?	Einfache 2D Diffusionsmodelle können insgesamt die Vorgänge beschreiben. In manchen Details wird die Dynamik schlecht wiedergegeben.

Fortsetzung auf der nächsten Seite

Tabelle A.1 – Fortsetzung von der vorherigen Seite

Referenz	Untersuchungsgegenstand	Ergebnis, Schlussfolgerung
(Fewtrell et al., 2011a)	Einfluss von Modellformulierung und Auflösung des Rechengitters auf berechnete Wasserspiegeln und Strömungsgeschwindigkeiten (Unsictheitsanalyse)	Fehler, die durch ein gröberes Höhenmodell entstehen, sind signifikant größer als die, deren Ursache in unterschiedlichen numerischen Approximationen der Flachwassergleichungen begründet liegen.
(McMillan and Brasington, 2007a)	Vereinfachung des Modellansatzes: von Finite-Volumen-Modell (2D) zu einem rasterbasierten 1D/2D Ansatz	Die hohe Auflösung des Rechenmodells kann beibehalten werden und die Gebäude werden abgebildet. Überschwemmungsflächen und Ausbreitung der Hochwasserwelle werden gut abgebildet.
(Horrit and Bates, 2001)	Vergleich eines rasterbasierten mit einem FE-Modell, Vergleich der Ergebnisse an Hand von Überflutungsgrenzen	Beide Modelle klassifizierten 84 % der Überflutungsfläche korrekt.